



UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Arquitectura y Urbanismo

Escuela de Pregrado

Carrera de Geografía

**ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS EN LA COBERTURA DE LOS ECOSISTEMAS DE LA
ZONA CENTRAL DE CHILE (REGIONES V, RM, VI) ASOCIADO A DINÁMICAS DE
USO DE SUELO**

Memoria para optar al título profesional de Geógrafo

ALBERTO JOSÉ ALANIZ BAEZA

Profesor Guía: Patricio Pliscoff Varas

SANTIAGO-CHILE

Diciembre 2014

Dedicado a:

Mi Familia y amigos...

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todos aquellos que me acompañaron durante este proceso de memoria y más aun a los que me acompañaron durante los 5 años de mi formación profesional en la Universidad de Chile.

A mi madre y padre por su incondicional apoyo, a mi familia en general por acompañarme siempre. A la señorita Romina Lazo por su apoyo incondicional en cada momento difícil de este proceso, su aliento constante y su gran colaboración en el desarrollo de esta memoria.

También quiero agradecer a mis amigos, Mario Carvajal por ayudarme a enfrentar la vida universitaria de una manera más jovial y a Sebastián Badilla por apoyarme siempre y darme buenos consejos en momentos difíciles. Además de Alejandro Rojas, Alexis Meza, Sebastián Duran, David Henríquez, Camilo Manzo, Christian Muñoz, Miguel Toledo, Sebastián Balmaceda, Christopher Salas y mi cuñado Mauricio Troncoso.

También quiero agradecer a grandes personas con las cuales he tenido el agrado de trabajar y compartir durante este camino de 5 años, a la profesora Beatriz Bustos a quien respeto y quiero muchísimo por ayudarme siempre y permitirme descubrir una hermosa área de la geografía que ahora valoro muchísimo. Al profesor Mauricio Folchi por ayudarme a crecer en el ámbito profesional y al profesor José Araya por darme la posibilidad de iniciar mis actividades docentes como monitor, además de ayudarme siempre que necesite de sus conocimientos.

Quiero dar una un profundo agradecimiento a mi profesor guía y amigo, Patricio Pliscoff, quien además de ayudarme en temas académicos y profesionales, me dio consejos en momentos difíciles y me extendió una mano siempre que tuve algún problema académico o personal. Valoro mucho la confianza que has depositado en mí y espero retribuir algún día toda la ayuda que me has brindado.

Además quiero expresar mi más cordial gratitud al departamento de geografía y todos sus profesores, por la buena onda y los conocimientos que me entregaron en mi estadía tanto como alumno y como ayudante. Al Profesor Pablo Sarricolea, la Profesora María Cristina Fragkou, el profesor Enrique Aliste, la profesora María Victoria Soto, al profesor Alexis Vásquez, al profesor Fernando Pino, al profesor Francisco Ferrando, al profesor Michael Lukas, entre otros.

RESUMEN

La expansión de los usos de suelo antrópicos se ha transformado en la mayor causa de degradación en las coberturas de los ecosistemas a nivel mundial. Estas transformaciones generan fuertes efectos en los ecosistemas, modificando sus estructuras y dificultando cada uno de los procesos y funciones clave que se desarrollan al interior de éstos. Uno de estos efectos es la disrupción, la cual se reconoce como la inhibición o pérdida de funciones o procesos claves de un ecosistema a partir de una perturbación de origen antrópico.

Durante las últimas décadas organismos internacionales han planteado que además de los esfuerzos en la protección de especies estos deben enfocarse en el nivel de organización ecosistémica, ya que a través de él se estructura la totalidad del sistema; para ello se han propuesto metodologías y criterios de evaluación, que facilitan el diagnóstico del estado de riesgo al que estos se encuentran sometidos.

En Chile la preocupación por la degradación en las coberturas naturales se ha enfocado en la ecorregión mediterránea localizada en la zona central de Chile; zona que se ha caracterizado con las mayores presiones antrópicas asociadas a la explosiva expansión de los usos de suelo en los últimos años.

En este trabajo se realizó un análisis de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas de la zona central de Chile, específicamente tomando como caso de estudio la situación de las regiones de Valparaíso, Libertador General Bernardo O’Higgins y la Región Metropolitana. El periodo de estudio se estableció entre 1997 y 2014. Estas pérdidas fueron analizadas mediante la utilización de dos enfoques, las cuales permitieron identificar los diversos procesos de expansión de usos de suelo y las pérdidas ocasionadas por incendios forestales.

Posteriormente se presenta un “Índice de Disrupción Ecosistémica”; el cual está enfocado en la identificación del riesgo de Disrupción Ecosistémica, tomando como sustento teórico y metodológico a las Listas Rojas de Ecosistemas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Finalmente se aplica el Índice a los Pisos de Vegetación del área de estudio, con el fin de evaluar el estado de riesgo potencial al que estos se encuentran sometidos producto de las dinámicas de expansión de usos de suelo antrópicos.

ÍNDICE	Página
1. Capítulo I: Presentación de la Memoria	11
1.1. Introducción	12
1.2. Planteamiento del Problema	14
1.3. Objetivos e Hipótesis	16
1.3.1. Objetivo general.....	16
1.3.2. Objetivos específicos.....	16
1.3.3. Hipótesis.....	16
1.4. Marco Teórico	17
1.4.1. Conservación biológica.....	17
1.4.1.1. ¿Qué es conservación biológica?	17
1.4.1.1.1. Evolución del concepto.....	17
1.4.1.1.2. Concepto actual.....	18
1.4.1.2. ¿Por qué debemos hacer conservación biológica?	18
1.4.1.3. Organismos de conservación biológica a nivel internacional.	19
1.4.1.4. Institucionalidad chilena en conservación	21
1.4.2. Biodiversidad.....	24
1.4.2.1. ¿Qué es Biodiversidad?	24
1.4.2.2. Diversidad genética	26
1.4.2.3. Diversidad de especies	26
1.4.2.4. Diversidad de comunidades y paisajes (ecosistemas)	27
1.4.3. Ecosistemas	28
1.4.3.1. El concepto de ecosistema.....	28
1.4.3.2. El concepto de Lista Roja de Ecosistemas Amenazados	30
1.4.3.2.1. Objetivos.....	31
1.4.3.2.2. Unidades de evaluación.....	32
1.4.3.2.3. Tipos de ecosistemas.....	32
1.4.3.2.4. Modelo de evaluación de riesgo.....	33
1.4.3.2.5. Criterios de evaluación del riesgo.....	34
1.4.3.2.6. Indicadores de Disrupción Ecosistémica.....	37
1.4.4. Cambio de uso y cobertura de suelo (Estudios, técnicas y herramientas)	38
1.4.4.1. Concepto de cambio de cobertura y uso de suelo.....	38
1.4.4.2. Estado del arte respecto a cambios de uso de suelo en el área de análisis	39

1.4.4.3. Técnicas y herramientas para el análisis de las pérdidas de coberturas vegetales por cambio de uso y cobertura de suelo	43
1.4.4.3.1. Terra-i.....	44
1.5. Marco Metodológico.....	46
1.5.1. Selección de periodo, área de estudio y datos.....	46
1.5.1.1. Área de estudio	46
1.5.1.2. Periodo de análisis	47
1.5.1.3. Selección de datos.....	48
1.5.1.3.1. Usos y coberturas de suelo.....	48
1.5.1.3.2. Tipología de ecosistemas.....	48
1.5.1.3.3. Perdidas recientes.....	48
1.5.2. Análisis de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas por cambio de usos y coberturas de suelo.....	49
1.5.2.1. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de uso entre 1997-2013.....	50
1.5.2.2. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de usos entre 2004-2014	51
1.5.2.3. Pérdidas de coberturas naturales por cambio de cobertura entre 2004-2014	52
1.5.3. Propuesta de Índice de Disrupción Ecosistémica.....	53
1.5.3.1. Índice Normalizado de Severidad Relativa (INSR)	54
1.5.3.2. Índice de Extensión de la Disrupción	56
1.5.3.3. Demostración del funcionamiento del índice	57
1.5.3.4. Aplicación del IDE al caso de estudio	58
1.6. Área de Estudio.....	59
1.6.1. Caracterización físico natural	60
1.6.1.1. Geomorfología	60
1.6.1.2. Características bioclimáticas	60
1.6.1.3. Vegetación.....	61
1.6.2. Estado conservación de la biota.....	64
1.6.2.1. Flora.....	64
1.6.2.2. Fauna	66
1.6.2.3. Protección y representatividad de la vegetación en la protección actual	67
1.6.3. Usos de suelo	71
2. Capítulo II: Presentación de Resultados, Discusiones y Conclusiones	73
2.1. Análisis de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas por cambio de usos y coberturas de suelo	74

2.1.1. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de uso entre 1997-2013.....	74
2.1.2. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de uso entre 2004-2014.....	79
2.1.3. Pérdidas de coberturas naturales por cambio de cobertura entre 2004-2014	84
2.2. Propuesta de Índice de Disrupción Ecosistémica	93
2.2.1. Análisis del riesgo de disrupción de los ecosistemas del área de estudio	93
2.2.2. Análisis de las área protegidas	101
2.3. Discusiones.....	104
2.4. Conclusiones.....	107
Bibliografía.....	108
Anexos.....	119
ANEXO A: Pérdidas en las coberturas de los ecosistemas originados por expansión de uso de suelo (Línea azul) y perturbaciones en coberturas naturales (Cambio de cobertura (Línea salmón)) en los últimos 10 años (2004-2014), según piso de vegetación detectados por Terra-i.	119
ANEXO B: Pérdidas según tipo de uso de suelo responsable, entre 2004 y 2014, por año y piso de vegetación. Detectados por Terra-i y clasificados según el Catastro de Bosque Nativo 2013.	125
ANEXO C: Pérdidas detectadas asociadas a incendios forestales entre el año 2004 y 2014 según año y piso de vegetación. Detectadas por Terra-i y asociadas al catastro de incendios forestales de Conaf 2004-2014.	129
ANEXO D: Categorías de clasificación del Catastro de Bosque Nativo	132
ANEXO E: Cuadro resumen de los resultados obtenidos en los diferentes análisis de la memoria.	133

ÍNDICE DE CARTOGRAFÍAS	Página
- Cartografía 1: Área de estudio	59
- Cartografía 2: Distribución de Pisos de Vegetación en el área de estudio	63
- Cartografía 3: Modalidades de protección presentes en el área e estudio pertenecientes al SNASPE	70
- Cartografía 4: Mapa de usos y coberturas de suelo.....	72
- Cartografía 5: Pérdida en la cobertura de los ecosistemas asociada a un cambio de uso de suelo entre 1997 y 2013, en el área de estudio.....	77
- Cartografía 6: Pérdida en las coberturas de los ecosistemas detectadas por Terra-i asociadas a un cambio de uso de suelo en el área de estudio, el reemplazo actual representa las coberturas antropogénicas	82
- Cartografía 7: Pérdidas en las coberturas de los ecosistemas asociadas a un cambio de cobertura de suelo, según piso de vegetación.....	86
- Cartografía 8: Pérdidas por incendios forestales por piso de vegetación. Cuadro 1: Valparaíso, Cuadro 2: Melipilla, números= ID de piso de vegetación.....	89

- Cartografía 9: Cartografía de INSR, representando la severidad relativa por concepto de aceleración en las tasas de pérdida reciente en las coberturas de los ecosistemas. 94
- Cartografía 11: Índice de Extensión de la Disrupción, refleja la proporción de la pérdida experimentada por el ecosistema en los últimos 16 años comparada con la cobertura remanente del ecosistema al inicio del periodo de análisis 97
- Cartografía 12: Índice de Disrupción ecosistémica para el área de estudio 100
- Cartografía 13: Identificación de áreas protegidas en contraste al grado de Disrupción Ecosistémica entregado por el Índice de Disrupción Ecosistema. 103

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1: Biodiversidad composicional, estructural y funcional representadas como esferas interconectadas, incluyendo cada una diversos niveles de organización. Esta representación de los múltiples aspectos de la biodiversidad puede contribuir al diseño de los programas de protección ambiental.)..... 25
- Figura 2: Dinámicas de gestación de los ecosistemas nuevos 29
- Figura 3: Mecanismos del colapso del ecosistema y síntomas del riesgo de colapso 34
- Figura 4: Diagrama idealizado del efecto de la pérdida de cobertura sobre el ecosistema 38
- Figura 5: Consecuencias ecológicas de la pérdida de cobertura vegetal..... 39
- Figura 6: Principales trayectorias de cambio y su contribución al cambio neto estimada como el porcentaje de la zona centro de Chile..... 42
- Figura 7: Cambios de uso de suelo para gran parte del área de estudio entre los años 1975 y 2008..... 42
- Figura 8: Cobertura actual del Proyecto Terra-i..... 45
- Figura 9: Resumen visual de la metodología utilizada para detectar anomalías en MODIS-NDVI series de tiempo. 46
- Figura 10: Esquema de fuentes de datos y análisis de resultados. 47
- Figura 11: Esquema de identificación de las pérdidas de las coberturas de los ecosistemas en el área de estudio..... 51
- Figura 12: Esquema de identificación de las pérdidas de cobertura por perturbaciones antrópicas y específicamente por incendios forestales..... 53

ÍNDICE DE GRÁFICOS

- Gráfico 1: Proporción de estudios según nivel de organización analizado en publicaciones sobre la biodiversidad de Chile. 25
- Gráfico 2: Composición de incendios forestales, clasificados por clases de tamaño. 41
- Gráfico 3: El porcentaje del área destinada del SNASPE y en las áreas protegidas públicas no pertenecientes al SNASPE (Barras). La línea muestra la riqueza de plantas vasculares según región administrativa. 65
- Gráfico 4: Número de especies de avifauna terrestre por cuadrícula de 2° de lado, en función del gradiente latitudinal..... 67
- Gráfico 5: Distribución de los Usos de suelo para el área de estudio..... 71
- Gráfico 6: Distribución de las pérdidas en las coberturas naturales según los usos de suelo entre el año 1997 y 2013 74
- Gráfico 7: Pérdidas acumuladas asociadas a cambio de uso de suelo por piso de vegetación, clasificadas según origen de la pérdida..... 75

- Gráfico 8: Pérdidas por cambio de uso de suelo detectadas por Terra-i entre 2004 y 2014. 80
- Gráfico 9: Pérdidas acumuladas detectadas en hectáreas por Terra-i asociadas a cambio de uso de suelo por piso de vegetación, clasificadas según origen de la pérdida..... 81
- Gráfico 10: Pérdidas totales acumuladas por cambio de uso de suelo en el área de estudio y tendencia general de pérdidas..... 84
- Gráfico 11: Porcentajes de pérdida por cambio de cobertura de suelo entre 2004-2014, el porcentaje que contribuye cada ecosistema a la pérdida total detectada por Terra-i. 85
- Gráfico 12: Pérdidas totales en hectáreas para el periodo de análisis, según origen y piso de vegetación afectado..... 87
- Gráfico 13: Pérdidas por cambio de cobertura al interior de coberturas naturales detectadas por Terra-i en hectáreas para el periodo de análisis, clasificadas según origen de la pérdida entre 2004 y 2014. 90
- Gráfico 14: Pérdida total acumulada por incendios forestales y tendencia general de pérdida en el periodo analizado..... 91
- Gráfico 15: Evolución de las pérdidas de coberturas de los ecosistemas por cambio de cobertura sin implicar un cambio de uso. Según estación y año, para el área de estudio en el periodo comprendido entre 2004-2014..... 91
- Gráfico 16: Pérdidas totales comparadas según tipo de dinámica, cobertura: cuando se detectan cambios en la cobertura sin implicar un cambio de uso; Uso, cambio producido directamente por la transformación de una superficie natural hacia una de carácter antropogénico. Valores de pérdida detectados por el proyecto Terra-i. 92

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1: Modalidades de protección de la institucionalidad chilena. (MMA, 2011) 22
- Tabla 2: Modalidades de protección enfocadas principalmente en la protección de la biodiversidad..... 23
- Tabla 3: Las cifras indican el número de especies conocidas en Chile..... 27
- Tabla 4: Dinámica de cambio de cobertura de suelo, en hectáreas, en las áreas de Casablanca (CA) y Cantillana (C)..... 40
- Tabla 5: Clasificación de especies vegetales para Chile según el reglamento de clasificación de especies del Ministerio de Medio Ambiente. 65
- Tabla 6: Clasificación de especies vegetales para la ecorregión mediterránea según el RCE. 65
- Tabla 7: Clasificación de especies vegetales para las regiones V, VI y RM según el RCE.... 65
- Tabla 8: Clasificación de especies animales para Chile según el RCE del Ministerio de Medio Ambiente..... 66
- Tabla 9: Clasificación de especies animales para la ecorregión mediterránea según el RCE del Ministerio de Medio Ambiente. 66
- Tabla 10: Clasificación de especies animales para las regiones V, VI y RM según el RCE del Ministerio de Medio Ambiente. 66
- Tabla 11: Número de especies de plantas chilenas en las listas descritas..... 67
- Tabla 12: Número de especies con problemas de conservación en el área de estudio 67
- Tabla 13: Áreas Protegidas Privadas de la zona de estudio 69
- Tabla 14: Representatividad de SNASPE respecto a los Pisos de Vegetación considerados en su interior..... 69

- Tabla 15: Superficie de los diferentes usos y coberturas de suelo, según el Catastro de recursos Vegetacionales de CONAF-CONAMA-BIRF (2013)..... 71
- Tabla 16: Pérdidas de cobertura por cambio de uso de suelo en el periodo 1997-2013, expresado en hectáreas, y el porcentaje de pérdida de la superficie remanente del ecosistema al inicio del periodo de análisis 95
- Tabla 17: Resumen final del Índice de Disrupción Ecosistémica, el Índice Normalizado de Severidad relativa y el Índice de Extensión de la Disrupción. 98
- Tabla 18: Representatividad del SNASPE en el área de estudio de acuerdo al IDE, ordenados según el valor del IDE. Superficie en Hectáreas, ordenada según valor del IDE..... 102

1. CAPÍTULO I: PRESENTACIÓN DE LA MEMORIA

1.1. INTRODUCCIÓN

El cambio de uso y cobertura de suelo es reconocida como una de las dinámicas antrópicas que generan la mayor cantidad de pérdidas en los ecosistemas a nivel mundial (Vitousek *et al.*, 1997); estas pérdidas producen una serie de efectos, tanto en las funciones como en la composición y estructuras que poseen los ecosistemas (Keith *et al.*, 2013). Por lo tanto se reconoce una influencia directa de las pérdidas de coberturas vegetales, sobre los procesos funcionales que poseen los ecosistemas. La identificación y diagnóstico del proceso de degradación de los ecosistemas, constituye el primer paso en la tarea de frenar las actuales tasas de declive a nivel mundial que estos han evidenciado (Rodríguez *et al.*, 2011). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza mediante el planteamiento de metodologías y criterios, basados en teorías provenientes de la ecología y la biogeografía de la conservación; ha propiciado la evaluación y diagnóstico del riesgo de los ecosistemas frente a la degradación antrópica, y se ha considerado al cambio de uso de suelo como uno de los principales desencadenantes de la degradación (Keith *et al.*, 2013).

Un proceso específico originado por la degradación antrópica es la disrupción, la que se ha definido como la interrupción de funciones y procesos ecológicos fundamentales para la persistencia de un ecosistema (McMichael, 2004). A nivel teórico se ha planteado que tal proceso debiera diagnosticarse mediante la identificación de ciertos elementos que constituyen los factores desencadenantes de éste. Estos corresponden a la aceleración en las tasas de pérdidas de algún elemento fundamental del ecosistema o “Severidad” y a la proporción que tal pérdida ha tenido respecto al área total del ecosistema o “Extensión” (superficie afectada) (Keith *et al.*, 2013). Tal fundamento teórico se sustenta en el funcionamiento sinérgico del ecosistema que plantea que si se modifica un atributo de éste, ya sea su estructura, composición o función; los otros factores se verán afectados, ya que están estrechamente vinculados. En el caso de las pérdidas acaecidas por cambios de uso y cobertura de suelo, el atributo que se afectará directamente y que perturbará a los otros dos es la estructura (Noss, 1996; Keith *et al.*, 2013).

En Chile, una de las presiones más importantes sobre los ecosistemas han sido los cambios de uso y cobertura de suelo (Schulz *et al.*, 2010). La zona centro-sur del territorio nacional ha sido caracterizada como una de las áreas más afectadas por la actividad antrópica, con tasas anuales de pérdida de coberturas naturales por expansión de usos y coberturas antrópicas de entre 3 y 4%, producto de dinámicas tales como el auge de la actividad agrícola, forestal y la expansión urbana. Por otro lado, a éstas presiones que han experimentado los ecosistemas hay que adicionar la baja representatividad que éstos evidencian en el actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas Silvestres del Estado (SNASPE) (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2008).

A partir este complejo escenario surge la iniciativa de la presente memoria, cuyo análisis se enfoca en tres regiones específicas de la zona central de Chile; las cuales poseen la mayor concentración de población a nivel nacional, con un total de 9.153.922 habitantes (56% del total del país) (INE, 2014). Estas regiones corresponden a Valparaíso, Libertador General Bernardo O’Higgins y la Región Metropolitana.

La presente memoria se enfocará en el fenómeno del cambio de uso de suelo y específicamente en el efecto que produce sobre las coberturas de los ecosistemas, entendiéndose como las pérdidas en su superficie. Una de las herramientas utilizadas es “Terra-i”, proyecto planteado por la

colaboración de diversas instituciones que permite mediante el análisis de imágenes de satélite entregar datos actualizados de pérdidas de coberturas naturales a nivel sudamericano. Por otro lado, se utilizaron fuentes de datos gubernamentales como el Catastro de Recursos Vegetacionales y forestales de CONAF-CONAMA-BIRF (Catastro de Bosque Nativo) y el catastro integrado de incendios forestales de CONAF.

En síntesis, el propósito la presente memoria se centra en analizar las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas del área de estudio en los últimos 16 años, asociadas a fenómenos como la expansión de uso de suelo antrópicos, así como aquellas pérdidas que están asociadas a perturbaciones como incendios forestales. Además se plantea, tomando como fundamento principal las teorías de la Lista Roja de Ecosistemas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Keith *et al.*, 2013), la creación de un índice que permita diagnosticar el riesgo de disrupción al que está sometido un ecosistema. Tal índice se construye a partir de la determinación en la aceleración de las tasas de pérdida de superficie y la extensión que dichas pérdidas representan en relación a la superficie total del ecosistema. El desde ahora el denominado Índice de Disrupción Ecosistema (IDE), fue aplicado utilizando los Pisos de Vegetación como símil de tipos de ecosistema (Pliscoff & Luebert 2008 en CONAMA, 2008; Keith *et al.*, 2013).

1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El aumento que han experimentado las actividades antrópicas funda grandes desafíos para la conservación de los ecosistemas a nivel mundial. La Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) hace menos de una década, propone la necesidad de enfocarse en los ecosistemas como objeto de conservación (UICN, 2014b), entendiendo teóricamente que su composición se constituye de 3 elementos fundamentales; el hábitat, que representa el elemento abiótico del ecosistema (clima, sustrato geológico, suelo, etc.), la biocenosis en donde están las especies, poblaciones, comunidades e individuos (elemento biótico) y por último se encuentra el factor relacional, que se conforma por las relaciones inter e intraespecíficas, tales como la competencia, la depredación, mutualismos, entre otros (componente dinámico-estructural) (Allen *et al.*, 2005). Esto marca un cambio en los paradigmas tradicionales de conservación que se enfocaban en las especies como objeto de conservación.

Los ecosistemas se sustentan en base a su productividad y cantidad de biomasa, la cual es otorgada en gran medida por la vegetación (Pliscoff & Luebert, 2008 en CONAMA, 2008), es decir, si estos pierden su cobertura vegetal también se verán afectados una serie de procesos naturales que sustentan el funcionamiento e identidad que estos poseen (Arriaga, 2008). Los efectos de éstas transformaciones perturban la composición, estructura y función del ecosistema (Noss, 1996), mermando una serie de procesos que sustentan el funcionamiento normal del sistema. La alteración de estos procesos y funciones naturales puede desencadenar la “disrupción” del ecosistema, la cual se reconoce como una alteración en funciones y procesos de interacción vitales, entre las que se cuentan; el ciclaje de energía, las cadenas y jerarquías tróficas, procesos de mutualismo, reproducción y depredación, entre otros (McMichael, 2004; Porter & Savignano, 1990; Patz & Confalonieri, 2004).

¿Cómo se desencadena la disrupción?, se reconoce al cambio en los usos y coberturas suelo como el principal factor de alteración de los ecosistemas, puesto que devasta las coberturas vegetales originando una modificación irreparable de su estructura, considerándose así un desencadenante fundamental de disrupción (Keith *et al.*, 2013).

A nivel mundial la preocupación por la pérdida de superficie en las coberturas de los ecosistemas se ha intensificado, esto ha sido influenciado por las negativas estadísticas que indican que diariamente en lugares como la selva Amazónica se extinguen entre 6 y 11 especies al día producto de la deforestación (Wilson, 1989), o el caso del Mar de Aral, en donde la extracción del recurso hídrico para sustentar la actividad agrícola provocó el colapso del cuarto cuerpo continental de agua más grande del mundo; transformándolo de un ecosistema lacustre a uno desértico (Keith *et al.*, 2013; Rodríguez *et al.*, 2011; UICN, 2014a), entre muchos otros casos. Lo anterior constituye una muestra de las transformaciones que las actividades antrópicas, y en particular las pérdidas producto de los cambios en el uso y la cobertura de suelo pueden ocasionar en un ecosistema (Vitousek *et al.*, 1997).

¿Cómo analizar dichas pérdidas?, la UICN en cooperación con científicos de diversas partes del mundo ha comenzado a formular una metodología que facilita la ejecución de tan compleja tarea. Tomando como base el éxito que han tenido las evaluaciones de las listas rojas de especies amenazadas, las que permiten identificar y clasificar a las especies según su estado de riesgo. Nacen

así las Listas Rojas de Ecosistemas Amenazados. Estas se fundamentan metodológica y teóricamente en el conocimiento biológico desarrollado en los campos de la ecología, biología evolutiva y la biogeografía de la conservación (Rodríguez *et al.*, 2011).

La Lista se construye en base a 5 criterios: Disminución en la Distribución geográfica (criterio A), Distribución geográfica restringida (criterio B), Degradación del ambiente abiótico (degradación) (criterio C), Degradación del ambiente biótico (disrupción) (criterio D) y el modelo probabilístico del riesgo de colapso (criterio E). Si un determinado ecosistema cumple con alguno de los umbrales determinados por UICN, se lo clasifica en una categoría tal como sucede en el caso de las especies, siendo el “Colapso” el nivel más avanzado de degradación, considerado homólogo al concepto de “extinción” para el caso de las especies (Keith *et al.*, 2013).

En el caso de Chile la preocupación por la biodiversidad y su conservación no ha sido menor, lo que ha motivado una serie de iniciativas y protocolos enfocados en mejorar el escenario actual. Algunos ejemplos de estos avances han sido la suscripción al Convenio para la Diversidad Biológica el año 1992, la creación de la Ley de Bases de Medio Ambiente, la creación de un Ministerio de Medio Ambiente y recientemente el planteamiento de una ley enfocada en la creación de un servicio de biodiversidad y áreas protegidas (Benoit, 1998 y MMA, 2011). Si se analiza por ejemplo la representatividad de las áreas protegidas en la protección de los ecosistemas se puede apreciar en términos generales, que existe una mala distribución de estas a nivel nacional, ya que concentran la mayor superficie en los ecosistemas australes (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2008), descuidando zonas de importancia mundial para la biodiversidad (Arroyo *et al.*, 2008) como la ecorregión mediterránea (CONAMA 2008).

Recientemente la introducción de nuevas metodologías para el análisis de pérdidas en coberturas naturales, ha facilitado de gran manera la tarea de identificarlas y clasificarlas para cada ecosistema (Terra-i, 2014; Coca-Castro *et al.*, 2013; Leishner *et al.*, 2013). Aparecen así preguntas base que exponen la problemática ¿cómo varían y se distribuyen las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas, según el uso de suelo que las ocasiona? ¿Tienden a concentrarse en determinados lugares? ¿Cómo evaluar las pérdidas que no se originan por cambio de uso de suelo, pero que si implican una pérdida en la cobertura natural? Entre otras.

Por lo tanto, se plantea analizar y responder dichas interrogantes mediante herramientas como Terra-i, la cual detecta pérdidas en las coberturas naturales a través del procesamiento integrado de imágenes Satelitales del sensor Modis (actualizaciones cada 16 días) (Coca-Castro *et al.*, 2013). Este proyecto ha procesado información desde el año 2004 a la fecha.

Además se evalúan las pérdidas originadas por cambios de uso de suelo utilizando una clasificación estandarizada para el territorio nacional. Mediante los Catastros de Bosque Nativo de los años 1997 y 2013 (informe publicado por CONAF-CONAMA-BIRF, 1999), se analizan aquellas superficies que al año 1997 formaban parte de coberturas de ecosistemas y que al año 2013 pasaron a ser superficies antrópicas a causa del fenómeno de expansión de los usos de suelo. Este análisis tiene por objetivo identificar el origen de las pérdidas y clasificarlas según ecosistema. Para catalogar las pérdidas por ecosistemas se utilizó la clasificación de Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006); la cual constituye la actual nomenclatura de ecosistemas terrestres de Chile.

Además tomando como fundamento la metodología de análisis de las Listas Rojas de Ecosistemas Amenazados de UICN (Keith *et al.*, 2013), se presenta el “Índice de Disrupción de Ecosistemas” (IDE).

Tomando como base teórica los efectos que las pérdidas de cobertura vegetal ocasionadas por el cambio de uso y cobertura de suelo tienen sobre los procesos y funciones fundamentales del ecosistema. El IDE permite identificar o inferir el riesgo potencial de disrupción al cual está sometido un ecosistema. Luego fue aplicado en los Pisos de Vegetación del área de estudio, pudiendo determinar el riesgo de disrupción al cual se encuentran expuesto y explicando sus causas mediante el análisis de pérdidas en los últimos 16 años.

1.3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

1.3.1. Objetivo general:

Identificar la pérdida de las coberturas en los ecosistemas de las regiones V, VI, y Metropolitana en los últimos 16 años, asociándolas a un proceso determinado de cambio de uso y cobertura de suelo.

1.3.2. Objetivos específicos

- Identificar las pérdidas de los ecosistemas en los últimos 16 años
- Cuantificar las pérdidas recientes de cada ecosistema en los últimos 10 años.
- Identificar los procesos y patrones de cambio de uso y cobertura de suelo para cada ecosistema, en los últimos 10 años.
- Plantear un Índice de disrupción del ecosistema.

1.3.3. Hipótesis

Las pérdidas de cobertura experimentadas por los ecosistemas del área de estudio en los últimos 16 años, han sido mayores en la zona costera, ocasionadas principalmente por la expansión de las plantaciones forestales. Además estas pérdidas se han acelerado en el periodo analizado, constituyendo un riesgo potencial de disrupción en dichos ecosistemas.

1.4. MARCO TEÓRICO

La presente memoria aborda una serie de conceptos relativos a la ecología, biogeografía y estudio de los patrones de cambios de usos de suelo y sus efectos en los ecosistemas. A continuación se presenta una recopilación de información y se exponen las bases teóricas del presente estudio.

1.4.1. Conservación biológica

Se abordan los conceptos referidos a la conservación biológica identificando su alcance y describiendo su importancia a nivel institucional internacional y chileno.

1.4.1.1. ¿Qué es conservación biológica?

El concepto de conservación biológica se define como:

Mantener en el tiempo las condiciones de vida y desarrollo de la diversidad biológica que se entiende como “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (CDB, 1992).

Posee una inherente componente socio-cultural, ya que conforme las visiones y relaciones hombre-naturaleza se han manifestado, estas han tenido claros impactos o efectos en la forma como el hombre se relaciona con el entorno. A partir de los últimos 50 años las preocupaciones mundiales han estado enfocadas en el medio ambiente y los seres vivos que lo habitan. Con esto, se han generado una serie de esfuerzos para definir el concepto de conservación biológica y a partir de él construir de manera conjunta las estrategias para su cumplimiento.

1.4.1.1.1. Evolución del concepto

Se entiende que la conservación biológica está relacionada directamente con esfuerzos antrópicos por ejercer un manejo correcto de los recursos biológicos globales (Trombulak *et al.*, 2004). Sin embargo, conforme se avanza en la comprensión de la naturaleza y la percepción del medio natural; el concepto ha ido variado, hasta llegar al planteamiento del convenio sobre la diversidad biológica del año 1992, que marca un hito en esta materia. En el cual se propone el concepto de “Conservación de la Diversidad Biológica” (CDB). Este concepto se fundamenta en reconocer la importancia de la diversidad en todos sus niveles; como un componente que debe ser protegido, reconociéndolo como el eje del funcionamiento del sistema natural y sobre el cual se desarrolla el sistema global. Este Sistema se encuentra compuesto principalmente por las funciones y servicios de ecosistemas, que van desde los ciclajes de elementos químicos, hasta el aprovisionamiento de alimentos y recursos naturales.

En Chile, la Estrategia Nacional de Biodiversidad que se fundamenta en los preceptos del convenio, define el concepto de “Conservación del patrimonio ambiental”, como “el uso y aprovechamiento racionales o la reparación, en su caso, de los componentes del medio ambiente especialmente aquellos propios del país que sean únicos, escasos o representativos, con el objeto de asegurar su

permanencia y su capacidad de regeneración” (Ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente).

1.4.1.1.2. Concepto actual

La conservación como acción puede realizarse de dos formas; *In Situ*, entendida como “La conservación que se realiza en las áreas en que la biodiversidad se presenta naturalmente, procurando mantener la diversidad de los organismos vivos, sus hábitats y las interrelaciones entre los organismos y su ambiente” (Spellerberg & Hards, 1992 en Rivas, 2010); *ex situ* definida por Frankel & Soulé (1992) como la “conservación de muestras genéticamente representativas de las especies, que se mantienen viables a través del tiempo, fuera de su hábitat natural o lugares de cultivo, en ambientes controlados y con el apoyo de tecnologías apropiadas para dicho propósito”.

Noss *et al.* (2012) complejiza el concepto al especificar como se pueden determinar los objetivos de conservación, reconociendo que el primer paso es identificar los estados de conservación actual de la biodiversidad, según su nivel de amenaza. Esto puede ser realizado mediante algoritmos de priorización, que ayudan a obtener datos empíricos cuantitativos. Pese a lo anterior, Svancara *et al.* (2005 citado en Noss *et al.*, 2012) indican que si bien el proceso de conservación se puede hacer desde una perspectiva biológica, el paso final siempre está determinado por objetivos o metas políticas.

1.4.1.2. ¿Por qué debemos hacer conservación biológica?

Las nociones del propósito de la conservación incluyen visiones éticas, filosóficas o ideológicas. Sin embargo, desde el punto de vista ecológico y biológico las justificaciones del por qué se debe conservar la diversidad biológica en todas sus manifestaciones, tienen una perspectiva que va más allá de nociones netamente antrópicas e instrumentalistas (Trombulak *et al.*, 2004). Estas justificaciones están directamente influenciadas por procesos complejos de causalidad y efecto. Que son netamente físico-naturales, pero que están afectados directamente por prácticas antrópicas.

Al respecto Trombulak *et al.* (2004, analizando a Norton, 1987) identifican 3 razones de la importancia de la conservación biológica estas son: los valores intrínsecos de la naturaleza, su valor instrumental o económico y su valor emocional. Los últimos dos se relacionan directamente con factores socioculturales de la población humana, por otro lado el primero está relacionado con un componente intrínseco de la naturaleza y que por ello deja de ser cuantificable o influido por las prácticas humanas de percepción o valoración sociocultural.

En primer lugar el autor identifica que los sistemas de valores y percepciones de la naturaleza están directamente vinculados y se los considera factores culturales. Por ello, cuando se habla de conservación en la sociedad actual es necesario comprender las visiones y percepciones de los diferentes actores que se relacionan con el objeto de conservación.

En segundo lugar están los valores intrínsecos, los cuales son propios de los seres vivos y que no se relacionan con una valoración antropológica de la naturaleza. El valor intrínseco será independiente de cualquier percepción que el ser humano posea. Es en este tipo de valor es donde se han enfocado los esfuerzos por construir cánones de conservación biológica a nivel mundial. Como destaca Keith

et al. (2013), el poder generar una cuantificación de pérdidas, degradación de ecosistemas o de seres vivos en general se vuelve dificultosa al incluir al factor humano, debido a que la cantidad de percepciones y valoraciones de la naturaleza varían demasiado; con lo cual si se quiere construir un adecuado sistema de conservación biológica a nivel mundial, no es posible cuantificar o medir elementos que forme parte de una percepción sociocultural. Esto se produce porque el acuerdo en ese sentido se hace prácticamente inalcanzable, por ello el esfuerzo científico debe concentrarse en cuestiones biológicas, para generar un marco comparativo a nivel mundial del estado de ecosistemas y seres vivos. De esta manera teniendo una base inicial del estado de la biodiversidad, se pueda pasar a dar interpretaciones múltiples o aplicar procesos de gobernanza de la conservación a nivel global, regional o local.

En tercer lugar, se encuentran los valores instrumentales de la naturaleza. Estos tienen un componente inherentemente económico y se relacionan con los servicios que la naturaleza presta al ser humano.

Callicott *et al.* (1999) determina que la conservación biológica debe enfocarse en 3 ejes principales, los cuales tienen por importancia mantener el funcionamiento óptimo de la biosfera y asegurar su reproducción en el tiempo. La diversidad biológica a nivel genético, específico y ecosistémico; debe mantener una integridad ecológica, reconocida como el grado en el que un ensamblaje de organismos mantiene su composición, estructura y funcionamiento a lo largo del tiempo en relación con uno que no ha sido alterado por acciones humanas. Tanto como la salud ecológica que se entiende como el estado del sistema ecológico con relación a la resiliencia al estrés.

Noss *et al.* (2012) indica que inicialmente la conservación propuesta a niveles continentales o globales parecía un punto de vista prácticamente irreal de concebir (Soulé & Terborgh, 1999). Sin embargo, esta concepción fue cambiando paulatinamente conforme se ha propuesto a la biodiversidad como un indispensable valor público, a partir de ello muchos profesionales y agencias especializadas en la conservación a nivel global ha debido comenzar a promocionar la conservación biológica y acercarla más a las personas.

Si se analizan las funcionalidades ecológicas que cada ser vivo posee, se puede apreciar que cada eslabón de un ecosistema se relaciona con otro, lo cual da como resultado un ensamblaje complejo y sinérgico entre organismos y sistemas físicos o hábitats, ejerciendo una clara regulación interdependiente, entre biosfera, hidrosfera, litosfera y atmósfera. Para ello es necesario comprender el funcionamiento de los procesos biológicos con una mirada sistémica.

1.4.1.3. Organismos de conservación biológica a nivel internacional.

A partir de la segunda mitad del siglo XX, la conservación ha comenzado a funcionar bajo el alero de una serie de entidades internacionales, a cargo de llevar a cabo el proceso de facilitación en la toma de decisión e intervenir para generar acuerdos multilaterales de manera internacional.

En este sentido, los esfuerzos nacionales de conservación biológica que los diferentes países llevan a cabo en cada uno de sus territorios, deben ser realizados asegurando el cumplimiento de las metas y enunciados de los convenios suscritos.

Una de las más importantes instituciones internacionales en materia de conservación biológica es la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), fundada en 1948, a través de

la UICN se han generado una serie de proyectos para la conservación biológica, entre los que se cuentan sus sistemas de manejo y planificación en áreas protegidas a nivel mundial, las listas rojas de especies y recientemente la Lista Roja de Ecosistemas Amenazados, entre otros (UICN, 2012b).

El principio básico de las intervenciones de la UICN a nivel mundial es asegurar la distribución equitativa de los recursos de manera sostenible, implementando estudios y proyectos pragmáticos.

Otra organización internacional de gran importancia en materia de conservación es el WWF (World Wildlife Found) fundado el 11 de septiembre de 1961. Esta organización posee objetivos claros respecto a sus tareas en diversas materias, incluidas la conservación de la diversidad Biológica: “frenar el cambio climático, reducir los tóxicos en el ambiente, proteger nuestros océanos y ecosistemas de agua dulce, detener la deforestación y salvar especies”. La organización posee 1300 proyectos de conservación alrededor del mundo, trabajando en más de 100 países en los 5 continentes y posee alrededor de 5 millones de asociados a nivel mundial.

Naciones Unidas también desarrolló un programa asociado a temáticas ambientales, formando en el año 1973 su Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, tomando como centro internacional la capital de Kenia. Actualmente, desempeña un papel de gran importancia en conservación pues representa la visión de las Naciones Unidas en materias ambientales. El programa se crea por la progresiva preocupación mundial por los daños ambientales que el ser humano ha ocasiona. Su misión es identificada por DANIDA (1996):

“Promover la cooperación internacional en materia medioambiental; coordinar el desarrollo de las actividades medioambientales dentro del sistema de la ONU; analizar el estado del medio ambiente mundial para informar y advertir sobre amenazas inminentes y futuras al mismo; evaluar la influencia de la políticas medioambientales tanto internacionales como nacionales sobre la situación de los países menos desarrollados; promover la cooperación científica en el campo del medio ambiente; asesorar a gobiernos e instituciones para incorporar en sus políticas la cuestión medioambiental, e impulsar el desarrollo del derecho internacional sobre el medio ambiente así como aplicación de sus normas”.

Además de las entidades internacionales no gubernamentales y organizaciones sin fines de lucro, la conservación biológica se ha llevado a cabo expresada en forma de acuerdos internacionales bilaterales y multilaterales, entre los cuales el más importantes es el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) firmado en 1992 por 150 mandatarios y líderes gubernamentales internacionales, durante la cumbre de la Tierra, que se llevó a cabo en la ciudad de Rio de Janeiro en Brasil. Su objetivo principal es “la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa de sus beneficios”, el convenio establece como organización rectora del convenio a la Conferencia de las Partes (CoP), a través del cual se expresan siete programas a nivel mundial, donde cada uno de ellos comprende un bioma de la tierra. En Chile éste se expresa mediante diferentes mecanismos de implementación como la Estrategia Nacional de Biodiversidad y sus Planes de Acción, los informes nacionales, las alianzas de cooperación, los mecanismos de financiamiento y el de facilitación de la información.

1.4.1.4. Institucionalidad chilena en conservación

Se realiza una reseña histórica de la evolución de la conservación en Chile durante el último siglo, considerando aquellos acontecimientos que se constituyen como hitos en la materia.

La primera legislación relativa a temas de recursos forestales se promulgó el 16 de enero de 1879, este fue el “Decreto sobre Reservas de Bosques Fiscales”. Fue a través de esta primera ley que se da paso a la creación de la primera reserva forestal de Chile, bajo el D.S n°1.540, se crea la Reserva Forestal Malleco (Actual Reserva Nacional Malleco).

Luego en 1912 se crea la Inspección general de Bosques, Pesca y Caza y se establecen las Reservas Forestales Villarrica, Alto Bio-Bio y Llanquihue. Estas funcionan bajo la administración del ese entonces Ministerio de Agricultura, Industria y Colonización.

En 1940 se firma la “Convención para la protección de la flora y fauna y las bellezas escénicas de América”, también conocida como Convención de Washington”. En Chile la Convención de Washington entró en vigor el 10 de octubre de 1967. Su implementación estuvo a cargo del Ministerio de Relaciones Exteriores.

Más tarde aparece el Ministerio de Tierras, Bienes Nacionales y Colonización, el cual dicta una nueva Ley de Bosques. Posteriormente en el año 1967 se crea el SAG (Servicio Agrícola y Ganadero), al cual se le asigna la tarea de la anterior Administración de Parques y Reservas Forestales (APARFO).

En el año 1977 las áreas forestales vuelven al Ministerio de Bienes Nacionales y ese mismo año nace también la modalidad de Predios Fiscales Protegidos o Bienes Nacionales Protegidos, los cuales se destinan directamente a conservación.

En 1984 se dicta la Ley 18.362, que debía crear el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, sin embargo esta ley nunca entraría en vigencia. Tal acontecimiento se analiza más adelante con mayor detalle (Benoit, 1998 y MMA, 2011).

El primer precedente legislativo que sienta las bases para la actual institucionalidad chilena en materias medioambientales es la “Ley General de Bases del Medio Ambiente”, creada el año 1994. A través de ella se genera una institucionalidad centralizada en la CONAMA (Comisión Nacional de Medio Ambiente), y desconcentrada en una serie de comisiones regionales de medio ambiente o COREMA. Las potestades de esta comisión son básicamente dos: en primer lugar funcionaba como un organismo de consulta, análisis y coordinación en materias medioambientales y en segundo lugar actuaba como un asesor directo del presidente de la república en materias medioambientales.

El funcionamiento de la CONAMA llegó hasta el año 2010, siendo reemplazada por el Ministerio de Medio Ambiente, creado durante el primer gobierno de Michelle Bachelet Jeria, bajo la ley 20.417. Esta ley además crea el Servicio de Evaluación Ambiental y a Superintendencia de Medio Ambiente.

Las funciones del Ministerio de Medioambiente son muy variadas, estas incluyen el de ser asesor del presidente de la república en materias medioambientales, ejecutar proyectos y analizar el estado actual del medioambiente a nivel nacional. Además a través del servicio de evaluación ambiental, se ejecuta la tarea de fiscalizador de proyectos, para asegurar el cumplimiento de la normativa ambiental vigente, y a través de la superintendencia se ejecuta la tarea de sancionar y supervisar el cumplimiento de las leyes ambientales.

Además de estos organismos ministeriales, en Chile existen otros organismos encargados de gestionar el funcionamiento actual de los más de 150 sitios protegidos a nivel nacional. Dentro de los cuales el más importante es CONAF (Corporación Nacional Forestal) creada en el año 1973, inicialmente con fines exclusivamente forestales, es decir que la corporación nace con el objetivo de fomentar la actividad forestal a nivel nacional. Actualmente está constituida como una entidad de derecho privado que funciona bajo el alero del Ministerio de Agricultura. Además está encargada de la gestión del SNASPE (Sistema Nacional de Ares Silvestres Protegidas del Estado).

En Chile existen 32 modalidades de protección del patrimonio Ambiental (Ver Tabla 1).

N°	Modalidad
1	Reserva Nacional
2	Parque Nacional
3	Reserva de Regiones Vírgenes
4	Monumento Natural
5	Santuario de la Naturaleza
6	Parque Marinos
7	Reservas Marinas
8	Monumentos Históricos
9	Zonas Típicas o Pintorescas
10	Zonas de Interés Turístico
11	Zona de Conservación Histórica
12	Áreas de Preservación Ecológica
13	Sitios Ramsar
14	Acuíferos Regiones I, II y XV
15	Reservas Forestales
16	Bienes Nacionales Protegidos
17	Áreas Marinas Costeras Protegidas
18	Espacios costero marinos de pueblos Originarios
19	Áreas de Prohibición de Caza
20	Lugares de Interés Histórico/ Científico
21	Áreas de Protección para la Conservación de la Riqueza Turística
22	Áreas de Desarrollo Indígena
23	Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos
24	Reserva de la Biosfera
25	Sitios del Patrimonio Mundial de la Humanidad
26	Zona de Uso Preferente Borde Costero
27	Área Preferencial para la Pesca Recreativa
28	Zonas o Áreas Especiales
29	Zonas Marinas Especialmente Sensibles
30	Zonas Santuario de la Convención Ballenera
31	Áreas de Protección de la Ley de Bosques y de la Ley de Bosque Nativo
32	Zona de Protección Costera

Tabla 1: Modalidades de protección de la institucionalidad chilena. (MMA, 2011).

De estas modalidades actualmente 8 se enfocan explícitamente en proteger la biodiversidad (Ver Tabla 2).

N°	Modalidad	Organismo	Legislación
1	Parque Nacional*	CONAF	Ley de Bosques de 1931
2	Reserva Nacional*	CONAF	Ley de Bosques de 1931
3	Monumento Natural*	CONAF	Ley de Bosques de 1931
4	Reserva de Regiones Vírgenes**	-	-
5	Santuario de la Naturaleza	MINEDUC	Ley 17.288
6	Parque Marino	SERNAPESCA	Ley 18.892
7	Reserva Marina	SERNAPESCA	Ley 18.892
8	Áreas Marinas Costeras Protegidas	MBN y SubSec Marina	D.F.L. 340/60 y (Ley 1939/77)

Tabla 2: Modalidades de protección enfocadas principalmente en la protección de la biodiversidad. (Elaboración propia en base a MMA 2011).

Si bien existe el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, esta figura no está materializada de manera legal, esto es identificado por Simonetti *et al.* (2005), quien señala que la ley 18.362 de 1984 del Ministerio de Agricultura nunca ha entrado en vigencia, y que aún se encuentra pendiente. Por esta razón, hasta el día de hoy las Áreas Protegidas del estado aún se encuentran supeditadas a la Ley de Bosques del año 1931, la convención de Washington de 1967 y en el D.L N° 939 de 1977 sobre bienes del estado. Esto tiene como resultado el hecho de que las áreas protegidas del estado se encuentran normadas por cuerpos legales muy antiguos que no han integrado a ellos los avances recientes en materia de gestión de áreas protegidas que los convenios internacionales han desarrollado.

La resolución de la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) a través de CEPAL (Comisión Económica Para América Latina y el Caribe) del año 2005, que evaluó el desempeño ambiental de Chile entre 1995 y 2005, fue lapidaria al señalar que en Chile no existe ninguna “ley específica de conservación de la naturaleza, estructuras institucionales y de manejo” (OCDE-CEPAL, 2005). El mismo informe señala que la meta de proteger el 10% de la superficie de sus ecosistemas terrestres para el año 2010 era prácticamente imposible de lograr. A casi 10 años de este informe, los avances en materia de conservación siguen siendo prácticamente nulos. Todo parece depender de las voluntades políticas y de las visiones de gobierno que cada partido político ejecuta durante su mandato.

El avance más reciente que pudiera destapar el estancamiento institucional que ha caracterizado a la gestión de la conservación de la diversidad biológica en Chile, descansa en el senado desde el 18 de junio de 2014, este es el Proyecto de Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas. A partir de la redacción del proyecto de ley en el año 2011, la incertidumbre y preocupación que este ha generado en los diferentes actores que actualmente ejercen potestad sobre las áreas protegidas y la conservación a nivel nacional ha ido creciendo.

Sin embargo, si se desea avanzar en materia de conservación de la biodiversidad chilena, considerando que actualmente Chile ha suscrito metas mucho más exigentes en materias de conservación; representadas en las Metas de Aichi (PNUMA-CDB, 2011) que aumentan la superficie de conservación de 10% a 17% de la superficie los ecosistemas terrestres nacionales. Así como el hecho de que la representatividad que las áreas protegidas desempeñan actualmente es prácticamente nula, ya que si bien se protege aproximadamente un 19% de la superficie nacional,

esta superficie está concentrada prácticamente en su totalidad en las regiones más australes de Chile (Plissock & Fuentes-Castillo, 2008), por lo que se vuelve urgente una ley que regule tales temáticas.

El proyecto de Ley del Servicio de Biodiversidad, pretende subsanar las debilidades que posee la institucionalidad chilena en conservación, creando por primera vez en la historia de Chile una entidad institucional especializada en evaluar el estado actual de los ecosistemas nacionales y proponer estrategias viables para ejercer una correcta gestión de la conservación.

La iniciativa permitirá generar investigación, plantear proyectos de conservación bajo estándares internacionales e integrar capital humano avanzado y especializado en materia de biodiversidad y conservación biológica.

1.4.2. Biodiversidad

Se aborda el concepto de “Biodiversidad” definiéndolo y caracterizando cada uno de sus componentes, se describe cada uno de los niveles de jerarquía, definiéndolos y ejemplificando cada uno de ellos.

1.4.2.1. ¿Qué es Biodiversidad?

La etimología de la palabra es definida por Izco *et al.* (2004) como un neologismo del lenguaje científico, que proviene de la contracción de la expresión Diversidad biológica. El concepto es empleado por T.E Lovejoy en 1980. Pese a esto, el término como contracción de la expresión Diversidad Biológica fue introducido por Walter G Rosen en el año 1985, en un documento denominado Foro Nacional de Biodiversidad, desarrollado en Washington DC en septiembre de 1986. El autor entrega inicialmente una definición Genérica “la variedad que existe en el mundo vivo”, sin embargo en la literatura es posible identificar un amplio número de definiciones (Izco *et al.*, 2004).

La Diversidad Biológica está compuesta de tres atributos principales: Composición, Estructura y Función (Noss, 1990). La composición está compuesta por los elementos que constituyen la biodiversidad, es decir, los niveles jerárquicos de organización: genes, población/especies, comunidades/ecosistemas (Rozzi *et al.*, 1994; Norse *et al.*, 1986). Éste es el atributo más conocido de la biodiversidad, se ha expresado en listas de especies, tipos de comunidades y ecosistemas. Luego está la estructura, el cual está referido a la organización física de los elementos de cada nivel de jerarquía, Rozzi *et al.* (1994) da el ejemplo del aislamiento térmico el cual está determinado por diversas estructuras en distintos grupos de organismos (en los mamíferos por los pelos, en las aves por las plumas y en los abejorros por las setas), o las diferencias ecosistémicas entre borde y núcleo, o los estratos verticales de vegetación (Arbórea, arbustiva y herbácea). Por último el atributo de funcionalidad, este se refiere a la diversidad de procesos que se llevan a cabo en cada nivel de jerarquía, desde reproducción, hasta el ciclaje de elementos químicos (Noss, 1990). En la Figura 1 se ilustran los diferentes atributos de la biodiversidad.

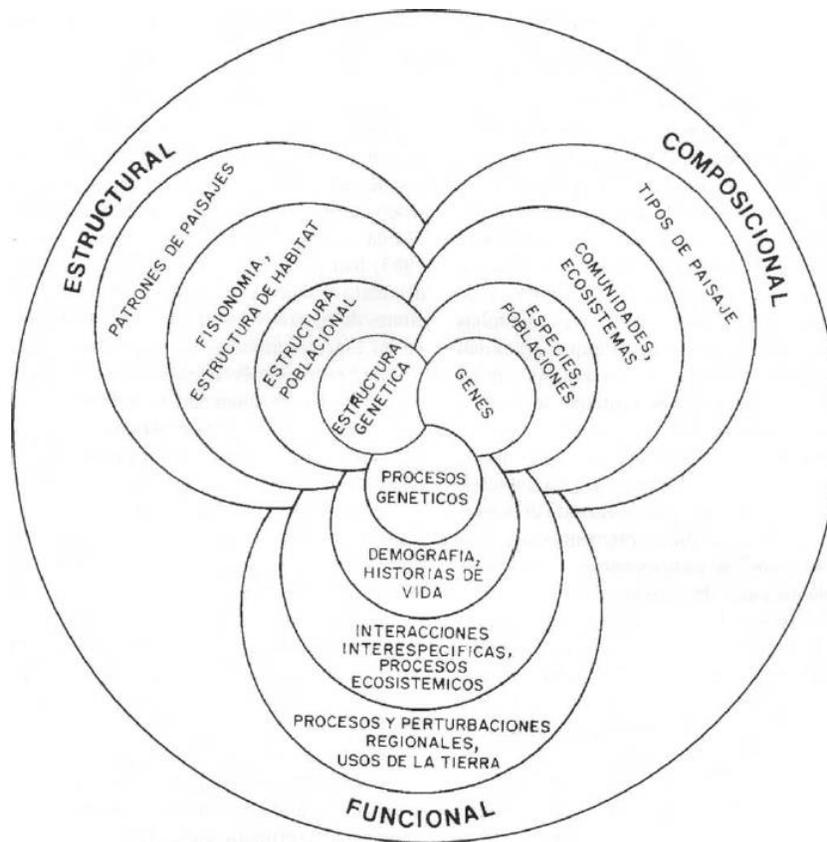


Figura 1: Biodiversidad composicional, estructural y funcional representadas como esferas interconectadas, incluyendo cada una diversos niveles de organización. Esta representación de los múltiples aspectos de la biodiversidad puede contribuir al diseño de los programas de protección ambiental (Noss, 1990 traducida en Rozzi et al., 1994).

En Chile, la mayoría de las publicaciones científicas se han orientado al nivel de población (Simonetti, 2011) (Ver Gráfico 1). Además se señala que gran cantidad de trabajos están enfocados en particular a bosques, con un 46% de los estudios revisados por Simonetti (2011).

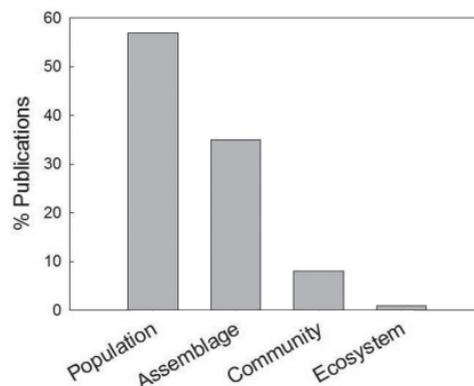


Gráfico 1: Proporción de estudios según nivel de organización analizado en publicaciones sobre la biodiversidad de Chile (Simonetti, 2011).

1.4.2.2. Diversidad genética

La diversidad genética se refiere a la variación de los genes dentro de las especies. “Esto abarca distintas poblaciones de la misma especie (como los miles de variedades tradicionales de arroz en la India) o la variación genética dentro de las poblaciones (altas en tribus comunes y bajas en aquellas muy raras o relictas)” (UICN, 1992).

La biodiversidad genética representa la variación hereditaria dentro de las poblaciones y entre ellas, como expresión de la variación de las secuencias de los cuatro nucleótidos (adenina, timina, citosina y guanina), que constituyen el código genético expresado en el ADN (Izco *et al.*, 2004). Jensen (1997) la define como “la combinación de diferentes genes que se encuentran dentro de una población de una sola especie, y el patrón de variación se encuentra dentro de las diferentes poblaciones de la misma especie”. Un ejemplo serían las poblaciones costeras de abeto Douglas que son genéticamente diferentes a las poblaciones de las Serranías de California. Adaptaciones genéticas a las condiciones locales, como la niebla a lo largo de los días calurosos de verano de la costa Sierra da como resultado diferencias genéticas entre las dos poblaciones de la misma especie (Jensen, 1997).

La variación genética dentro y entre poblaciones de especies afecta a sus características físicas, viabilidad, productividad, capacidad de resistencia al estrés y la capacidad de adaptación al cambio (Keyston Center, 1991).

1.4.2.3. Diversidad de especies

Este nivel es el más conocido y estudiado (Rozzi *et al.*, 1994). Se basa en la variación pasada y presente de los seres vivos sin importar que rango de clasificación sea. Este parte desde el nivel individual y poblacional y se manifiesta mediante la sistemática (estudio de poblaciones) (Izco *et al.*, 2004). Se compone de las diversas vinculaciones taxonómicas entre diferentes taxas, vinculadas por la similitud de sus genotipos, a través de la jerarquía taxonómica se determina también la diversidad genética de los grupos, Identifica su variabilidad genética y su grado de parentesco (Simonetti, 2002).

Se expresa en listas de especies, identificación de endemismos y a nivel de ordenamiento sistemático se ilustra mediante arboles filogenéticos de parentesco (CONAMA, 2008).

La diversidad de Especies fue clasificada en tres componentes por Whittaker (1972): Alfa, Gamma y Beta, la primera se asocia a la riqueza de una comunidad y es cuantificada mediante la riqueza específica de un área acotada. La segunda se compone de la riqueza del conjunto de comunidades que integran una determinada unidad paisajística, su cuantificación es realizada mediante la identificación de la riqueza de un área geográfica de mayor escala. La tercera se reconoce como la variabilidad en la composición específica entre comunidades diferentes y se cuantifica mediante una relación entre la diversidad alfa y gamma. La idea de separar la diversidad en tres componentes fue acuñada por Whittaker (1972) y todavía es considerada como una forma de esquematizar jerárquicamente la diversidad e incorporar el factor escala (Whittaker *et al.*, 2001).

Otro principio en la diversidad de especies lo constituye la relación existente entre riqueza de especies y área de un parche o isla, este postulado se conoce como ecogeografía insular o biogeografía de islas. Lo que dice que mientras el tamaño de un parche o isla es mayor también lo

será el número de especies que habitan en dicha isla/parche, así como el número de interacciones, además la velocidad de extinción será proporcional al número de especies presentes en una isla. (Pozo & Llorente, 2002; MacArthur & Wilson, 1963).

En nuestro país, se ha cuantificado una riqueza de 28.875 especies, las cuales constituyen la diversidad biológica nacional (Ver Tabla 3), la cantidad de trabajos sobre diversidad específica en Chile es bastante amplia en términos generales (Simonetti, 2011).

GRUPO	ESPECIES	GRUPO	ESPECIES
Diatomeas	563	Poliquetos	700
Dinoflagelados	295	Moluscos	1.187
Silicoflagelados	5	Forónidos	1
Hongos	3.300	Braquiópodos	18
Líquenes	1.074	Briozoos	504
Algas bentónicas	813	Quetognatos	22
Hepáticas	350	Hemicordados	12
Musgos	875	Arañas	617
Helechos	150	Crustáceos	606
Gimnospermas	18	Parainsectos	121
Monocotiledóneas	1.102	Insectos	10.133
Dicotiledóneas	3.514	Equinodermos	350
Poríferos	200	Peces	1.179
Cnidarios	317	Anfibios	43
Helmintos	89	Reptiles	94
Sipuncúlidos	15	Aves	456
Echiúridos	3	Mamíferos	147
Priapulidos	2	TOTAL	28.875

Tabla 3: Las cifras indican el número de especies conocidas en Chile. En base a Simonetti *et al.* (1995), Marticorena & Rodríguez (1995) y Pequeño (1998).

1.4.2.4. Diversidad de comunidades y paisajes (ecosistemas)

Un “ecosistema” es un tipo particular de sistema formado por complejos de organismos y su ambiente físico (Tansley, 1935). Otra definición es otorgada por Leuschner (2005) quien lo define como un complejo conductor de energía compuesto por comunidades biológicas y su ambiente físico, que tiene una capacidad limitada de autorregulación”. Por lo tanto, la diversidad de ecosistemas es la variabilidad de comunidades, paisajes y ecosistemas, que se encuentran en un lugar determinado. La diversidad de ecosistemas “abarca la variedad de hábitats que se dan dentro de una región o el mosaico de parches que se encuentran dentro de un paisaje.

UICN (1992) se refiere a la dificultad para identificar la diversidad de ecosistemas argumentando que “es más difícil de medir que las especies o la diversidad genética, porque las “fronteras” de las comunidades - Asociaciones de especies - y los ecosistemas son difíciles de determinar. Sin embargo, siempre y cuando se utiliza un conjunto coherente de criterios para definir las comunidades y los ecosistemas, su número y distribución se pueden medir... ”.

Izco *et al.* (2004) identifican diferentes niveles de análisis de la diversidad a un nivel de escala mayor: comunidad, hábitat, ecosistema, bioma, ecorregión, etc. Además argumenta que cada uno de ellos representa diferentes compartimentaciones, del otro para reducir su extensión o su ámbito, con la finalidad de facilitar su análisis.

1.4.3. Ecosistemas

Para comprender el estado de los ecosistemas se debe definir en primer lugar que se entiende por este concepto, por lo tanto se han revisado diferentes definiciones con enfoques diferentes. Posteriormente se abordan los componentes y elementos que constituyen un ecosistema y sus niveles de organización, finalmente se desarrolla el tema de la evaluación del estado de estos mediante las metodologías UICN.

1.4.3.1. El concepto de ecosistema

A continuación se revisan algunas definiciones del concepto de ecosistema:

Van der Maarel & Franklin (2013) lo definen como “las comunidades de plantas en conjunto a las de animales incluyendo el suelo abajo y el ambiente alrededor es generalmente considerado una unidad integral, el ecosistema”.

Tansley (1935) “es un tipo particular de sistema formado por complejos de organismos y su ambiente físico”.

Leuschner (2005) “Un complejo conductor de energía compuesto por comunidades biológicas y su ambiente físico, que tiene una capacidad limitada de autorregulación”.

CDB (1992) “complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional “(Art. N°2). Esta definición es la misma que aparece en el proyecto de Ley del Servicio de Biodiversidad y áreas protegidas.

Odum (1969); Whittaker (1975) “Unidad de organización biológica que engloba una composición de especies y elementos abióticos única y relativamente homogéneo, así como sus procesos dinámicos”.

Las definiciones coinciden en su mayoría en caracterizar a los ecosistemas como un complejo, o ensamble de elementos que se desarrollan de manera sistémica, algunas diferencias se basan principalmente en la complejidad de la definición, pudiendo incluir mayor cantidad de características que lo componen.

El concepto puede complejizarse si se lo aborda desde una perspectiva epistémica (Golley, 1993; Delgado & Marín, 2005), primero reconociendo su multidimensionalidad (Pickett & Cadenasso, 2002; Jax & Rozzi, 2004) se dan como resultado una gran variedad de definiciones. Pickett & Cadenasso (2002) destacan el concepto de ecosistema desde un enfoque físico, enfatizando la interacción entre componentes abióticos y bióticos. Delgado & Marín (2005) agregan que el concepto clásico de Tanley (1935) no representa un lugar o sitio sobre la faz de la tierra, sino que habla de una estructura conceptual adimensional, “una forma de observar la naturaleza”. O’Neill, (2001), concluye que “ecosistema” como concepto se puede entender de una manera constructivista, por la importancia que tiene el observador en su determinación.

Pliscoff & Luebert (2008 en CONAMA, 2008) caracterizan al ecosistema como un sistema abierto, ya que la energía ingresa a ellos desde una fuente externa, luego fluye a través de las comunidades biológicas y el ambiente físico y por último es expulsada a través de mecanismos de disipación. El

autor también reconoce a los límites o fronteras de los ecosistemas como constructos antrópicos, argumentando que la energía fluye libremente a través de todo el sistema, por lo tanto los límites son identificados en base a criterios establecidos por el observador (Pliscoff & Luebert, 2008 en CONAMA, 2008).

Los ecosistemas se encuentran sometidos a cambios constantes, que se producen a distintas escalas espaciales y temporales (Coppin *et al.*, 2004). Estos obtienen su energía desde una fuente externa, cuya fuente más importante es el Sol. Esta energía es distribuida a través de las comunidades biológicas mediante una serie de relaciones tróficas, en donde cierto porcentaje de la energía se traspa de un nivel trófico a otro mientras que otro porcentaje se disipa en forma de calor o se recicla al interior del mismo sistema (Pliscoff & Luebert, 2008 en CONAMA, 2008).

Rodríguez *et al.* (2011), reconoce que en base a la definición del Convenio para la Diversidad Biológica de 1992, los ecosistemas ocupan un área geográfica definida y pueden estar anidados dentro de otros ecosistemas más grandes, siendo la biosfera el mayor de todos los ecosistemas. Además el autor afirma que los ecosistemas también funcionan como un término genérico para comunidades ecológicas, o conjuntos de especies distintivos que coexisten en el espacio y en el tiempo en asociación con rasgo bióticos particulares.

Otros autores desde la corriente de la “Ecología de la restauración” han introducido recientemente el concepto de ecosistemas nuevos, haciendo referencia a aquellos ecosistemas formados a causa de una perturbación antrópica. Caracterizándolos como aquellos ecosistemas que contienen un ensamblaje de comunidades biológicas que no han ocurrido en el pasado de esa unidad, destacando dos características principales: una es la modificación a nivel composicional, la cual implica un cambio en la organización del ecosistema a partir del cual aparece y otra es la influencia humana, la cual sería la causa directa de la aparición de dichas composiciones y estructuras nuevas del ecosistema (Hobbs, 2007; Miller & Hobbs, 2007). En términos de identificación y delimitación se ha determinado una gran incertidumbre en su clasificación, pues a diferencia de los ecosistemas silvestres, determinados por características ambientales y ecológicas, estos se gestaron a base de una perturbación humana, por lo cual identificarlos y clasificarlos resulta bastante difícil (Miller & Hobbs, 2007). La delimitación además es bastante difusa (Ver Figura 2) ya que el paso desde un ecosistema silvestre hacia uno nuevo o desde un uso de suelo hacia un ecosistema nuevo, no permite definir bien los umbrales a partir del cual el investigador pueda decidir si se está hablando de un ecosistema nuevo o uno silvestre.

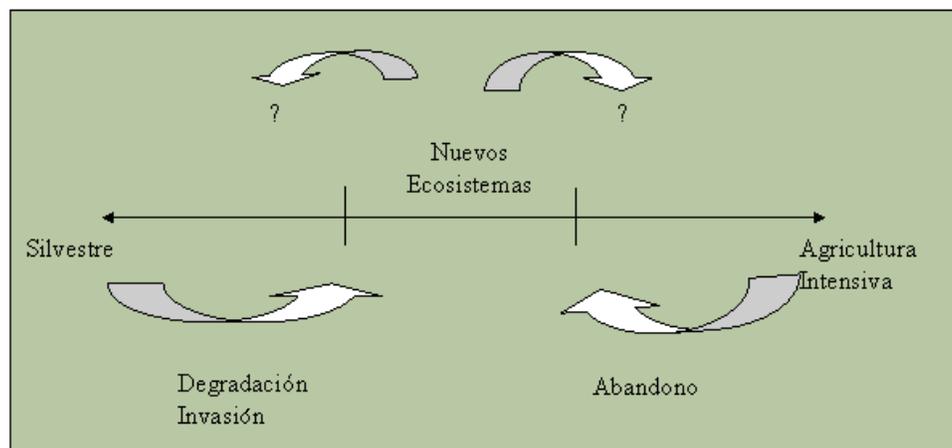


Figura 2: Dinámicas de gestación de los ecosistemas nuevos (Traducido de Hobbs *et al.*, 2006).

1.4.3.2. El concepto de Lista Roja de Ecosistemas Amenazados

La Lista Roja de Ecosistemas de UICN puede considerarse análoga a la de Especies, ya que funciona bajo criterios y clasificaciones similares. Estos criterios ofrecen un procedimiento estandarizado para evaluar la condición de los ecosistemas, desde un nivel local, hasta uno global. Dicha evaluación permite definir si un ecosistema se encuentra en riesgo de colapso (análogo a extinción en las especies) o si tiene algún estado de vulnerabilidad, si está en peligro o incluso si se encuentra en peligro crítico antes de colapsar. Para ello se cuantifica la pérdida de área y se analizan las evidencias de degradación (UICN, 2014a).

La UICN ha definido los ejes para su clasificación de criterios y categorías para la Lista Roja de Ecosistemas, estos serán:

1. De fácil comprensión por el público y fácil aplicación por los gestores de políticas públicas.
2. Consistentes y complementarias con respecto a las categorías y criterios de Lista Roja de Especies de UICN, que mide riesgos de extinción.
3. Transparentes, objetivas y científicamente rigurosas.
4. Aplicable a sistemas terrestres, marinos, dulceacuícolas y subterráneos.
5. Aplicables a diferentes escalas (local a global) y resoluciones espaciales (fina a gruesa).
6. Capaces de aprovechar tanto datos históricos como informaciones recientes.
7. Explícitas y claras sobre cómo las evaluaciones de riesgo pueden apoyar las decisiones de conservación, uso de la tierra y prioridades de inversión.
8. Capaces de reflejar niveles crecientes de riesgo y pérdida de función, que son de fácil cuantificación y monitorización.
9. Un método estandarizado para comparar ecosistemas.

Esta lista de ecosistemas se construye de manera que se permite la aplicación de categorías y criterios objetivos, transparentes y repetibles del riesgo de colapso ecosistémico, la pérdida de funcionalidad ecológica y servicios ecosistémicos. Además estas permitirán formar un marco de comparación entre ecosistemas diferentes de distintas regiones, lo cual dará como resultado el poder diagnosticar el estado de los ecosistemas a nivel mundial para el año 2025 (UICN, 2014a). El modo de generar las evaluaciones se llevara a cabo desde iniciativas nacionales o regionales bajo la tutela de los miembros de la UICN, estas listas locales se encuentran disponibles en una base de datos On-Line de la página oficial del proyecto (www.iucnredlistofecosystems.org), una vez que se completen ciertas macro regiones o zonas geográficas determinadas, se irán combinando cada evaluación local, obteniendo una evaluación a una escala de análisis mayor (UICN, 2014a).

La UICN plantea cinco metas principales para La Lista Roja de Ecosistemas:

1. Clasificar a los ecosistemas del mundo y documentar su estatus de conservación.
2. Destacar no sólo los ecosistemas amenazados, sino también aquellos que están en buen estado de conservación debido un manejo activo exitoso, reconociendo así las mejores prácticas de manejo ecosistémico.
3. Crear un “secretariado” que administre la Lista Rojas de Ecosistemas en colaboración con la Lista Roja de Especies Amenazadas de UICN.
4. Fortalecer la capacidad técnica e institucional para desarrollar listas rojas a nivel nacional, regional y global.

5. Formar vínculos estrechos entre las buenas prácticas de manejo ecosistémico y otros sectores que tradicionalmente no se han enfocado en la conservación (e.g. planificación nacional y económica, mejoras del modo de vida y el sector privado).

El primer documento clave, en el cual aparecen por primera vez las directrices de los criterios y categorías de la Lista Roja de Ecosistemas se publica el año 2011 (Rodríguez *et al.*, 2011), no obstante, a partir del documento de Keith *et al.* (2013) se presentan los criterios definitivos. Los cuales rápidamente han servido como base metodológica en varias evaluaciones a nivel mundial (UICN, 2014b), algunos ejemplos son Keith (2013a; 2013b), Holdaway *et al.* (2013), Benson (2013), Mac Nally *et al.* (2013), Keith & Tappan (2013) y Poulin (2013). Estos estudios de caso a su vez refuerzan la validez metodológica de los criterios y categorías de la Lista Roja de Ecosistemas amenazados (UICN, 2014b).

La Lista Roja de Ecosistemas Amenazados tienen el potencial de complementar a las ya existentes Listas Rojas de Especies (Rodríguez *et al.*, 2012), por otro lado la conservación a nivel de ecosistemas es más efectiva representando la diversidad biológica que hacer conservación de especies individuales (Noss, 1996; Cowling *et al.*, 2004). La declinación del ecosistema es un buen indicador del riesgo de extinción de las especies que lo habitan (Rodríguez *et al.*, 2012), desde otra arista las pérdidas sociales están siempre relacionadas a la escala de ecosistemas, ya que son estos los que proveen servicios al ser humano (Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Además en términos metodológicos, la ejecución de una evaluación de ecosistemas es más viable que una “especie a especie”, puesto que al año 2011 solo se había evaluado el 4% de las especies conocidas del mundo (UICN, 2012a). Estudios han comprobado que una declinación en el ecosistema, tal como la fragmentación y pérdida de hábitat, pueden anteceder a la extinción de especies y a la pérdida de diversidad biológica (Terborgh *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 1994). Por lo tanto el análisis de ecosistemas utilizando criterios y categorías para evaluar la amenaza de colapso, se perfila como una herramienta fundamental en la formulación de nuevas políticas de conservación a nivel nacional, regional o mundial (Rodríguez *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2012; Keith *et al.*, 2013).

1.4.3.2.1. Objetivos

La UICN (2014), define los objetivos prácticos de la Lista Roja de Ecosistemas, según diferentes sectores:

- Conservación: para ayudar a identificar acciones prioritarias; por ejemplo, con relación a la restauración de ecosistemas y a posibles prácticas alternativas de uso de la tierra, así como para recompensar el manejo ecosistémico bien planeado y ejecutado.
- Planificación y ordenamiento territorial: para llamar la atención al riesgo confrontado por ecosistemas y servicios ecosistémicos, como elementos fundamentales de la planificación y ordenamiento territorial, que buscan, por ejemplo, garantizar agua limpia, fertilidad de los suelos, polinización y productos naturales.
- Mejoras de gobernanza y modos de vida: para vincular a los ecosistemas con los modos de vida que sustentan, y explorar cómo los diferentes modelos de gobernanza pueden mejorar el manejo ecosistémico para afianzar el bienestar humano.
- Planificación macroeconómica: para proveer un estándar globalmente aceptado que les permita a los planificadores evaluar el riesgo y los costos asociados a la pérdida de un

ecosistema y sus servicios, o a la inversa, los beneficios económicos potenciales de un manejo ecosistémico bien planeado y ejecutado.

1.4.3.2.2. Unidades de evaluación

Para evaluar de manera efectiva los ecosistemas, es necesario definir en primer lugar el concepto de ecosistema (Rodríguez *et al.*, 2012; Keith *et al.*, 2013), para ello la UICN propone una definición operacional de ecosistema, basada en la definición clásica de Tansley (1935), es decir, “Complejos de organismos y sus ambientes físicos asociados dentro de un área definida”. Keith *et al.* (2013) identifica cuatro elementos fundamentales que componen el concepto de Tansley (1935). Se habla de un complejo biótico o “ensamble” de especies o biocenosis (Nicholson *et al.*, 2009). También existe un ambiente o complejo abiótico asociado o espacio físico en el cual se desarrollan ambos componentes (Pickett & Cadenasso, 2002) y las interacciones entre ambos complejos.

Keith *et al.* (2013) destaca que “comunidades ecológicas”, “hábitats”, “biotopos” y “tipos de vegetación” funcionan como sinónimos de “Tipos de ecosistemas”. Esto se fundamenta también en el postulado de Leuschner (2005). En nuestro país, existe la propuesta de clasificación de “Pisos de Vegetación” de Luebert & Pliscoff (2006), donde se presentan un total de 127 ecosistemas terrestres en el territorio nacional (CONAMA, 2008). La escala también cumple un papel fundamental en el análisis de los ecosistemas, ya que en general las subdivisiones en tipos de vegetación siempre van a depender del tipo y escala de análisis que el observador ejecute (O’Neill, 2001; Pliscoff & Luebert, 2008 en CONAMA 2008; Coppin *et al.*, 2004; IPCC, 2002). En este sentido las diferentes perturbaciones del ecosistema serán percibidas dependiendo de la escala de análisis, ya que en este se desarrollan procesos que se enmarcan en unos pocos metros cuadrados y que duran cuestión de horas, hasta perturbaciones a nivel de cuencas o regiones que tienen una duración de años (Whittaker, 1975). En consecuencia, se puede hablar de un cierto orden jerárquico de los ecosistemas, donde un ecosistema pequeño se encuentra inserto en otro; y así de manera sucesiva hasta llegar a la Biosfera, el mayor ecosistema a nivel global (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Para la evaluación de Lista Roja de Ecosistemas Keith *et al.* (2013) sugiere que la evaluación debiera ser efectuada en unos cientos de tipos de ecosistemas por región o continente, debiendo ser evaluaciones a escalas menores que las de ecorregión y bioma.

1.4.3.2.3. Tipos de ecosistemas

La UICN ha definido cada uno de los elementos de la definición de ecosistemas de Tansley (1935) con el fin de facilitar la evaluación de cada uno de ellos y traducirlos en criterios pragmáticos (UICN, 2014b; Keith *et al.*, 2013):

- **Biota nativa característica:** Se refiere a poblaciones, comunidades, especies, genes y sus interacciones que permiten distinguir a un ecosistema de otros (Keith *et al.*, 2013). Se caracteriza como una unidad de medición de la funcionalidad del ecosistema, ya que esta biota característica es considerada un componente funcional del ecosistema. Sin embargo no diagnostica a especies raras o errantes ya que estas contribuyen muy poco respecto a la biota dominante del ecosistema (Noss, 1996). Noss (1996) ha identificado como el ecosistema posee atributos funcionales en los diferentes niveles jerárquicos que lo componen; se destaca la existencia de biota que tiene un papel clave en la ejecución de esas

funciones, representado por especies clave, como dominantes tróficos o estructurales (Noss, 1996). Para Keith *et al.* (2013) la afectación de la biota nativa característica genera un efecto directo sobre el ecosistema ya que interrumpe las funciones que lo sustentan, además reconoce que esta biota nativa característica constituye la identidad de un ecosistema, por lo cual de ser afectada por perturbaciones el ecosistema también habría de modificar su identidad.

- Factores abióticos: para la identificación clara de tipos de vegetación se reconoce la importancia de que la clasificación utilizada reconozca características propias del ecosistema, tales como sustrato pedológico, tipo de clima, formaciones paisajísticas.
- Procesos e interacciones clave: es necesaria la identificación de las redes de interacción básicas en los diferentes ecosistemas, para reconocer sus características como resiliencia o principales amenazas.
- Distribución espacial: el ecosistema debe estar identificado en términos espaciales, debe ser conocida su superficie y extensión (Likens, 1992). Esta característica se relaciona por el concepto de Localidad (UICN, 2001) “Un área distinguible geográfica o ecológicamente en la que un único evento de amenaza puede rápidamente afectar el ecosistema”.

En Chile los Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006) actúan de símil a la definición de ecosistemas, debido a que integran en su definición tanto factores fisionómicos, climáticos, estructurales y específicos. Además este precepto se basa en la teoría de que los tipos de vegetación pueden ser homologados a la condición de ecosistema, ya que son estos los que sustentan la base del sistema de flujos de energía, integrándola directamente desde la radiación solar y poseen la proporción de biomasa más considerable del sistema (Pliscoff & Luebert, 2008 en CONAMA, 2008).

1.4.3.2.4. Modelo de evaluación de riesgo

El modelo de UICN se compone de 4 grandes categorías de análisis de síntomas de riesgo de que el ecosistema pierda sus rasgos característicos. De estos cuatro, dos se relacionan directamente con la distribución espacial del ecosistema. Estos son reducción de la distribución y distribución restringida. Las otras dos categorías se relacionan con síntomas funcionales, uno evalúa la degradación del ambiente abiótico y el otro la alteración de procesos e interacciones. Además cuenta con un quinto criterio relacionado a un modelo de estimaciones probabilísticas del riesgo de colapso (Keith *et al.*, 2013).

Estos síntomas serán cuantificados mediante la evaluación de ciertas variables indicadoras, las cuales podrán ser genéricas o específicas dependiendo del ecosistema a ser evaluado. Estos ecosistemas serán evaluados utilizando todos los criterios que pueden ser satisfechos con los datos existentes disponibles (Keith *et al.*, 2013).

Las categorías utilizadas para la clasificación final serán básicamente las mismas de la Lista Roja de Especies Amenazadas de UICN, esto fundamentado en mantener un carácter genérico de evaluación (UICN, 2014b) estas son las categorías cuantitativas de riesgo (Rodríguez *et al.*, 2011) En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU) (UICN, 2001). Las categorías cualitativas son personalizadas para el caso de los ecosistemas; ecosistemas que apenas no cumplen con los criterios cuantitativos para las tres categorías de amenaza (NT, Casi Amenazado); ecosistemas que, sin lugar a duda, no cumplen con ninguno de los criterios cuantitativos (LC, Preocupación Menor); ecosistemas para los cuales no se cuenta con datos suficientes para aplicar cualquier criterio (DD,

Datos Insuficientes); ecosistemas que no han sido evaluados (NE, No Evaluado). Por último aparece la categoría de ecosistema Colapsado (CO, Colapsado), equivalente a la categoría de especie extinta (EX) (Keith *et al.*, 2013).

1.4.3.2.5. Criterios de evaluación del riesgo

A continuación se presentan los criterios de La Lista Roja de Ecosistemas UICN según Keith *et al.* (2013) (Ver Figura 3):

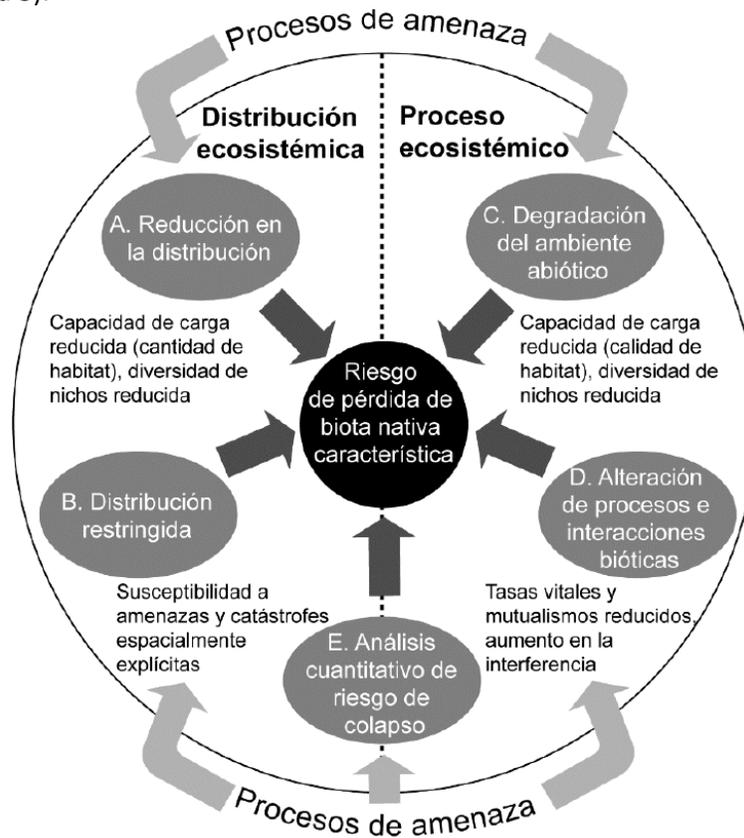


Figura 3: Mecanismos del colapso del ecosistema y síntomas del riesgo de colapso (Keith *et al.*, 2013).

Criterio A Reducción en la distribución:

Es un elemento asociado a los protocolos de evaluación del riesgo de los ecosistemas y es análogo al paradigma de disminución de poblaciones de Caughley (1994). Al analizar esta reducción es necesario tener en cuenta que si disminuye el área de un ecosistema también disminuye su capacidad de carga, la diversidad de los nichos y las oportunidades para que exista una efectiva repartición de los recursos, lo cual aumenta los niveles de presión a la que están sometidas las diversas especies produciendo evasión de competidores, depredadores y patógenos (Harpole & Tilman, 2007). Otro efecto vinculado a la disminución de la distribución es la pérdida paulatina de la diversidad biológica y la extinción de diferentes especies constituyentes de dicho ecosistema, siguiendo la teoría de riqueza de especies y tamaño de parche (MacArthur & Wilson, 1967).

A medida que el área de un ecosistema se reduce, la pérdida de biota resultante depende de su patrón espacial en relación con las amenazas y las medidas de conservación (Visconti *et al.*, 2010).

Este análisis se planteó en tres períodos, el primero hace referencia a una disminución histórica (A3), que se evalúa desde 1750. El segundo de la disminución reciente (A1) y se evalúa desde 1950, y el último es la disminución actual y futura (A2) que data de los últimos 20 años.

Criterio B Distribución restringida:

Este criterio busca identificar aquellos ecosistemas cuya distribución se encuentra tan restringida que están en riesgo de colapso por la ocurrencia de eventos o procesos amenazantes (Nicholson *et al.*, 2009).

Este criterio se subdivide en dos sub criterios EDO (B1) y ADO (B2), el primero mide la capacidad de que un riesgo se extienda a través de un área contigua utilizando un polígono convexo mínimo, y el segundo mide la capacidad de esparcir riesgos entre parches ocupados mediante un conteo de las celdas ocupadas en una cuadrícula (Keith, 1998).

Criterio C Degradación ambiental:

La degradación del componente abiótico puede tener una influencia importante en la reducción y desaparición de ciertos nichos disponibles para especies individuales (Nicholson *et al.*, 2009). En este sentido la identificación de la degradación de ciertos componentes del hábitat puede permitir generar un diagnóstico del riesgo al que se encontrarían sometidos los otros componentes del sistema, no obstante pueden existir ecosistemas con una capacidad de resiliencia mayor que otros, por lo cual la estandarización de las variables es un elemento fundamental en la construcción de un modelo genérico y robusto.

En términos prácticos la evaluación de este criterio se ve subdividido según el grado de severidad de la degradación ambiental, el cual puede o no expresarse en términos de distribución. Por ejemplo un ecosistema puede encontrarse severamente degradado en zonas muy acotadas de su distribución total o puede en cambio presentar una degradación leve pero en toda su distribución, a esto se lo conoce como severidad relativa. La UICN nos entrega las metodologías para categorizar dichos niveles.

Este criterio debe considerar cuatro puntos fundamentales:

- i) Evidencias factibles de las causas o mecanismos de la degradación funcional
- ii) Elección apropiada de las variables abióticas para la evaluación de la degradación
- iii) Estandarización del intervalo para estimar la severidad relativa
- iv) Cálculos y suposiciones justificadas para estimar la degradación a lo largo de marcos temporales relevantes

Criterio D Alteración de procesos e interacciones bióticas:

La importancia que tienen los procesos bióticos e interacciones en asegurar la persistencia del ecosistema y su estructura, se basa en los medios a través de los cuales se expresan los procesos de mutualismo, cadenas tróficas y patogénicos. En este sentido ciertos procesos de degradación pueden generar alteraciones o dificultar dichos procesos (Cardinale *et al.*, 2012). Algunos ejemplos son la fragmentación del hábitat, la introducción de especies exóticas y explotación antropogénica, con esto hablamos entonces de Disrupción Ecosistémica.

Las funciones que se desprenden de los procesos de interacción son de vital importancia para la persistencia del sistema, (ejemplo de ello se tienen los procesos como el ciclo del carbono, nitrógeno o la generación de oxígeno). Tales funciones, se basan en estructuras jerárquicas altamente complejas; las cuales al ser modificadas pueden variar en la configuración de dominancia y co-dominancia, así como los diferentes niveles tróficos que componen el ecosistema. Por lo tanto la disrupción de dichas interacciones también generaría una degradación ecosistémica, la cual puede al igual que el criterio anterior (C), expresarse en zonas acotadas de la distribución del ecosistema o en toda su extensión. Esto además estará determinado por las características del ecosistema, puesto que todos tienen diferentes capacidades de resiliencia y resistencia a determinadas alteraciones funcionales (Holling, 1973).

Sin bien el criterio depende de factores muy complejos, este puede ser analizado eligiendo las variables correctas, como por ejemplo número de interacciones tróficas o jerarquías, fragmentación del hábitat, entre otras. De este modo, además de evaluar una degradación en la distribución (criterios A y B) será posible evaluar una disrupción a nivel funcional. En adición se reconoce como un factor de interacción entre la extensión de la pérdida de una determinada variable y su severidad. Se plantea también una relación directa entre la aceleración en las pérdidas de ésta variable y la extensión de la pérdida acelerada, esta aceleración influye directamente en la resiliencia del ecosistema y dificulta los procesos funcionales en su interior (Keith *et al.*, 2013).

Criterio E. Estimaciones cuantitativas del riesgo de colapso de los ecosistemas:

Se fundamenta en modelos predictivos matemáticos de la probabilidad de degradación de un ecosistema. Para ser evaluado requiere de una amplia disponibilidad de datos cuantificables en el criterio D; la ventaja de este criterio es que permite explorar las interacciones y sinergias potenciales entre varios mecanismos de colapso. Por otro lado, su desventaja radica en la dificultad en construir la base de datos necesaria para su ejecución.

La evaluación de los ecosistemas por concepto de riesgo se encuentra profundamente ligada en términos metodológicos a la evaluación de listas rojas de especies de la UICN (UICN, 2001), en ellas se evalúa el “riesgo” al cual se encuentra sometida una determinada especie tomando como efecto final la extinción de esa especie (UICN, 2014; UICN, 2001). En primer lugar, se debe definir claramente el concepto de “Riesgo” este ha sido definido por Burgman *et al.* (1993) como “la probabilidad de que ocurra una consecuencia adversa durante un periodo de tiempo definido”. Para los ecosistemas se ha decidido buscar un punto final análogo al de extinción. En las especies este punto representa el fallecimiento del último individuo de una determinada especie o población (Mace *et al.*, 2008).

El colapso ecosistémico es definido por UICN (2014): “Es un umbral teórico, más allá del cual un ecosistema ya no puede sostener la mayor parte de su biota nativa característica o la abundancia de biota que tiene un papel clave en la organización del ecosistema (p.ej. dominantes tróficos o estructurales, grupos funcionales únicos, etc.). El colapso ha ocurrido cuando la composición, estructura y función de un ecosistema se han desplazado fuera de su intervalo natural de variabilidad espacial y temporal. Algunos de los múltiples elementos previos al colapso pueden permanecer en un ecosistema ya colapsado, pero sus abundancias relativas pueden diferir y pueden organizarse e interactuar en nuevas maneras, con un nuevo set de normas operativas. El colapso de ecosistemas puede verse como una analogía a la extinción de especies, que precede o al menos coincide con la eliminación de toda la biota característica”.

1.4.3.2.6. Indicadores de Disrupción Ecosistémica

El concepto de Disrupción Ecosistémica es bastante reciente en términos generales, es definido por Marquet & Bradshaw (2004) como “perturbaciones inducidas por el hombre en funciones de los ecosistemas”. Al concepto Peterson *et al.* (1998) agregan que “La disrupción estará directamente influenciada por la capacidad de resiliencia que el ecosistema posea, respecto a la redundancia funcional que sus especies posean en el ecosistema. La resiliencia de un ecosistema está influenciada por la funcionalidad de sus especies, estas funcionalidades tienen manifestaciones variables dependiendo de la escala espacial y temporal en la que se desarrollan”. Porter & Savignano (1990) reconocen a la disrupción como “un proceso de alteración o perturbación de las funciones de las comunidades biológicas, la cual puede ser influenciada por la introducción de especies exóticas, o la pérdida de algún elemento clave, lo cual modifica la estructura y funcionalidad completa del ecosistema”. Patz & Confalonieri (2004) identifican al cambio de uso de suelo como una de las causas más importantes de disrupción. McMichael (2004) reconoce algunos elementos fundamentales de este proceso y se refiere a los cambios en los ecosistemas dinámicos complejos:

- Alteración del hábitat, con la proliferación de los embalses o poblaciones de vectores.
- Cambios en la biodiversidad y la fragmentación del hábitat.
- Cambios en los ecosistemas y la pérdida de los depredadores.
- La intensificación de la agricultura y la ganadería.
- La invasión de nicho.
- La transferencia de acogida.

Keith *et al.* (2013), identifican que el efecto de la disrupción en el ecosistema puede causar el colapso ecosistémico, un cambio de régimen y la reorganización a una nueva entidad capaz de desestabilizar la biota del ecosistema original. Diamond (1989) determinó que las alteraciones en la funcionalidad generan el efecto de cascadas tróficas, lo cual se traduce en una desestabilización general del sistema trófico a partir de la alteración en uno de sus eslabones. Keith *et al.* (2013) destacan que no solo las interacciones tróficas inducirían el colapso del ecosistema, además otras relaciones como mutualismos, configuración de enlaces móviles o sistemas con regulación de arriba hacia abajo también serían detonantes de esa condición. El colapso de ecosistemas frecuentemente involucra cambios en la composición y dominancia de especies (Scheffer *et al.*, 2001). Se propone que una medida para identificar la Disrupción Ecosistémica puede fundamentarse en el análisis de abundancia, biomasa o dominancia de especies clave nativas o foráneas como medidas de degradación funcional. De esta manera, si se considera al cambio de uso y cobertura de suelo como la fuente principal de pérdidas en las coberturas del ecosistema, también se lo podría considerar la principal fuente de disrupción de estos (Keith *et al.*, 2013; Vitousek *et al.*, 1997) ya que modifica al sistema en general a partir del cambio en la estructura, que influencia la alteración de la composición y de la función (Ver Figura 4).

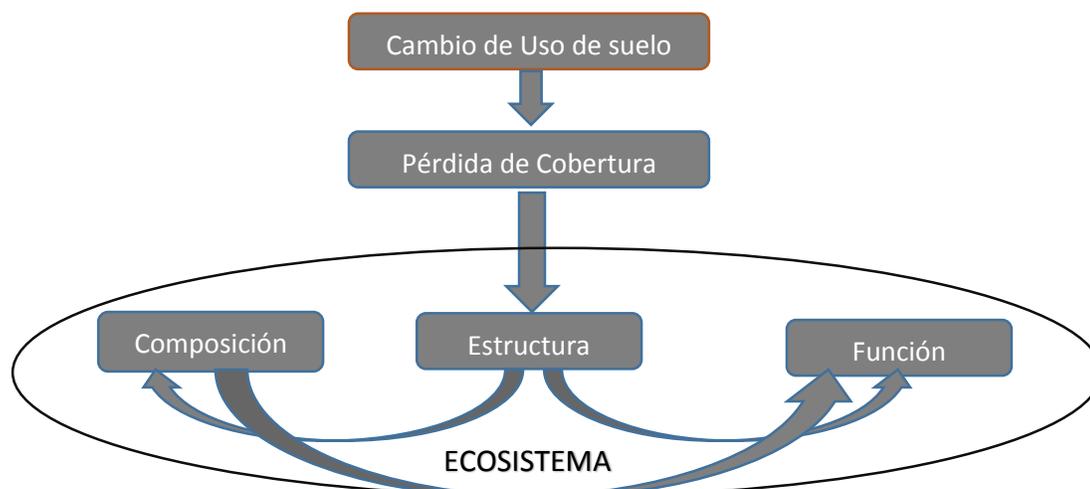


Figura 4: Diagrama idealizado del efecto de la pérdida de cobertura sobre el ecosistema (Elaboración propia en base a Keith *et al.*, 2013).

1.4.4. Cambio de uso y cobertura de suelo (Estudios, técnicas y herramientas)

Se define el concepto de “cambio de uso y cobertura de suelo”, abordándolo además desde cada uno de sus componentes, sus efectos y causalidades sobre los ecosistemas. Se presenta una revisión del estado del arte respecto a trabajos realizados al interior del área de estudio que aporten antecedentes acerca de las dinámicas de pérdidas de cobertura en los ecosistemas causadas por expansión de usos y cobertura de suelo antrópicos, además de definir e identificar efectos sobre la vegetación natural. Posteriormente se describen las técnicas y herramientas utilizadas para identificar y analizar dichas pérdidas. Por último se describe el proyecto Terra-i que tiene por objetivo cumplir con la tarea de monitorear las pérdidas en las coberturas naturales.

1.4.4.1. Concepto de cambio de cobertura y uso de suelo.

Ya se ha expuesto el efecto que tienen las pérdidas de coberturas en los ecosistemas por lo tanto a continuación se caracteriza y describe su proceso detonante, es decir, el cambio de uso y cobertura de suelo (Vitousek *et al.*, 1997).

El concepto de cambio de uso y cobertura de suelo es definido por varios autores. Moutinho & Schwartzman (2005) lo definen de manera sencilla como “la conversión de bosques en usos distintos al bosque”. Por otro lado Rodríguez & Bautista (2011) definen el concepto de cambio de uso de suelo como “la apropiación y utilización diferente del espacio geográfico a la que está definido de manera natural”. Peña (2007) identifica algunos ejemplos más comunes tales como: los cambios encontrados de uso agrícola a zonas urbanas, también se considera cambio de uso cuando un cuerpo de agua deja de serlo y se convierte en una cobertura antropogénica o cuando alguno de los tipos de vegetación natural pierde esta condición. Los cambios de cobertura de suelo pueden estar atribuidos a procesos naturales, como cambios climáticos, incendios forestales (naturales), erupciones volcánicas, tsunamis, terremotos, crecidas de ríos, etc. (Peña, 2007). Dale *et al.* (2000) afirman que actualmente la mayor proporción de las alteraciones son producidas por actividades

como la agricultura, la ganadería, la actividad forestal, los asentamientos humanos, la infraestructura, la minería, entre otros.

Es necesario comprender cuales son los efectos del cambio de uso y cobertura de suelo a nivel ecosistémico. A gran escala la destrucción y fragmentación de la vegetación nativa es parte de un resultado altamente visible de los usos de suelo humanos (Bennett & Sanuders, 2010). A nivel global se han considerado los cambios de uso de suelo como una de las mayores amenazas a la biodiversidad, porque involucran no sólo la pérdida de cobertura vegetal sino también la disrupción de los ecosistemas silvestres en fragmentos de diversos tamaños, por tanto la discontinuidad y aislamiento de su biodiversidad; lo que dificulta cada una de las funciones y procesos ecológicos del ecosistema (Arriaga, 2009) (Ver Figura 5). La fragmentación es reconocida como uno de los mayores efectos ecosistémicos del cambio de uso de suelo (Bennett & Sanuders, 2010). Los cambios a gran escala en el uso del suelo pueden también tener efectos a largo plazo menos aparentes, a través de cambios en la hidrología y el clima local, además se genera un empobrecimiento de los suelos producto de la erosión, que se asocia a la pérdida de cobertura forestal, principalmente porque la ausencia del bosque aumenta la escorrentía superficial del agua (Hechenleitner *et al.*, 2005). Esto también es argumentado por Conacher (2001) al determinar que “la pérdida y degradación de la vegetación natural reduce la infiltración de las lluvias y la regulación de la escorrentía”, esto desata procesos de erosión del suelo, deslizamientos de tierra y avalanchas; lo que tiene un impacto negativo en la recarga de los acuíferos. Es decir, que se modifica la configuración ambiental del ecosistema (Mainville *et al.*, 2006).

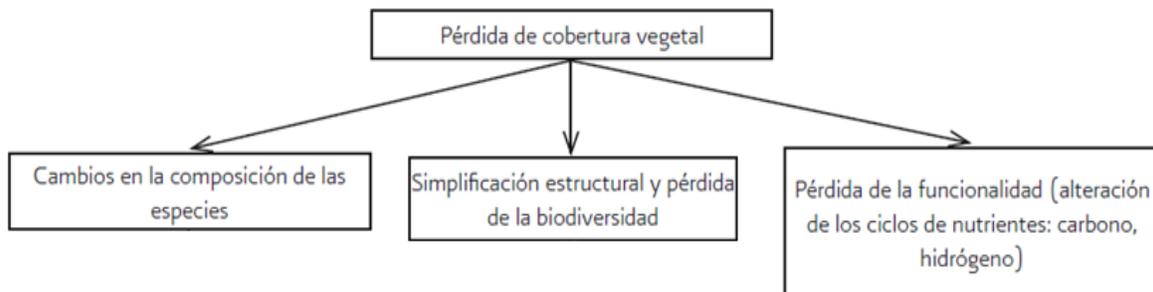


Figura 5: Consecuencias ecológicas de la pérdida de cobertura vegetal (Simplificado de Arriaga, 2009).

1.4.4.2. Estado del arte respecto a cambios de uso de suelo en el área de análisis

Los cambios de cobertura del suelo en el área de clima mediterráneo de la zona central de Chile revelan una tendencia general hacia la reducción continua del bosque y matorral (Villablanca *et al.*, 2011 en UICN, 2011). Echeverría *et al.* (2006) estimaron para el periodo 1975-2000 una tasa de deforestación anual de bosque nativo de un 4,5%, la cual se encontraba sujeta principalmente a la plantación de especies exóticas. Otro estudio desarrollado en la zona costera de las regiones del Maule y Bio-Bio por Lara *et al.* (1989), identificaron tasas de entre 2% y 3,5% para el periodo 1978 y 1987. Mientras tanto Bustamante & Castor (1998) al estudiar las variaciones en la superficie de *Nothofagus alessandrii*, en la zona costera de la región del Maule, entre los años 1981 y 1990, determinaron una tasa de disminución del orden de los 8,15% asociada principalmente a monocultivos forestales.

De acuerdo al objetivo de este trabajo, Villablanca *et al.* (2011 en UICN, 2011) presentan un aporte de gran utilidad, debido a que analiza precisamente parte importante del área de estudio. Su trabajo se enfocó específicamente en los cambios en la cobertura vegetal en las cadenas montañosas de la zona central de Chile, sector de Casablanca y el cordón de Cantillana para el periodo entre 1955-2008. El porcentaje de pérdida de vegetación nativa que obtuvieron entre 1955 y 1975 fue de un 8,5%, y entre 1975 y 2008 la disminución fue de un 45%. Identifican también que la cobertura de matorrales aumento un 5,5% para el primer periodo y que disminuyó un 22,7% para el segundo periodo. La causa de fondo atribuida por los autores es la liberalización del mercado y los cambios en la agricultura, puesto que la expansión de la cobertura agrícola se desarrolló principalmente hacia terrenos sobre los 500 metros en las colinas costeras trayendo consigo un efecto nefasto sobre la diversidad de plantas de muchos parches de bosque y matorral esclerofilo que aun existían (Villablanca *et al.*, 2011 en UICN, 2011). La evaluación se presenta en la Tabla 4.

ha	Bosque	Matorral	Terrenos Agrícola	Suelo Urbano	Suelo desnudo	Agua	Pastizales	Plantaciones forestales
CB 1955	59.905,51	148.625,93	9.634,07	5.574,85	3.120,80	1.690,97	39.440,08	5.031,51
CB 2008	25.549,62	104.176,17	28.550,01	17.471,10	34.329,55	801,46	39.043,49	20.238,92
C 1955	83.255,45	147.079,46	119.254,14	3.062,85	14.056,02	1.425,32	44.688,32	401,11
C 2008	46.320,59	136.973,54	133.873,81	6.971,57	42.607,54	4.115,66	32.685,24	578,71

Tabla 4: Dinámica de cambio de cobertura de suelo, en hectáreas, en las áreas de Casablanca (CA) y Cantillana (C) (Villablanca *et al.*, 2011 en UICN, 2011).

Rey Benayas *et al.* (2011 en UICN, 2011) determinan la tasa anual de pérdida de bosque nativo para Chile central en 1,7% desde 1970 a la fecha, donde el porcentaje de cobertura era de 43,3 %. Además argumentan que la transformación desde bosque nativo hacia terrenos agrícolas, se da pasando por un estado intermedio de matorral.

Otros estudios en la zona central están principalmente enfocados en cambios de uso de suelo en áreas urbanas y periurbanas, algunos trabajos son los de Romero & Molina (2008), Romero *et al.* (2006) y Sandoval (2009), quienes analizaron la influencia de los cambios de uso y cobertura de suelo, en ciudades de la zona central. Santiago y Valparaíso específicamente. Concluyendo que los cambios de uso y cobertura de suelo pueden modificar ciertas variables del clima local de las áreas afectas a estos cambios especialmente cuando estos cambios implican la transformación de una superficie natural hacia una antropogénica. Aquí la causa de fondo es esbozada por Poduje (2006) en su estudio del crecimiento de la ciudad de Santiago, quien explica como las políticas estatales de liberalización de los mercados de suelo en los últimos 50 años han producido un incremento en las expansiones de los límites urbanos.

Otro dato importante es otorgado por Montenegro *et al.* (2004) quienes identifican a los incendios forestales en la zona central como un patrón de cambio de cobertura de suelo influenciado directamente por causas antrópicas. El estudio determina que en el mismo sector el patrón de rebrote de las especies facilita la recuperación del bosque con posterioridad a un incendio, sin embargo se reconoce una degradación importante de las coberturas originales modificándose la estructura de las coberturas (arbórea a matorral o matorral a herbazal). Castillo *et al.* (2009) estudia la situación de los incendios forestales y sus efectos sobre la vegetación nativa de la región de Valparaíso, analizando la ocurrencia de estos eventos para el periodo comprendido entre 1998-2008. Se determina que estos en general están asociados a sectores peri urbanos, además identifican que la ocurrencia de incendios ha disminuido entre los años 2002 y 2008 (Ver Gráfico 2).

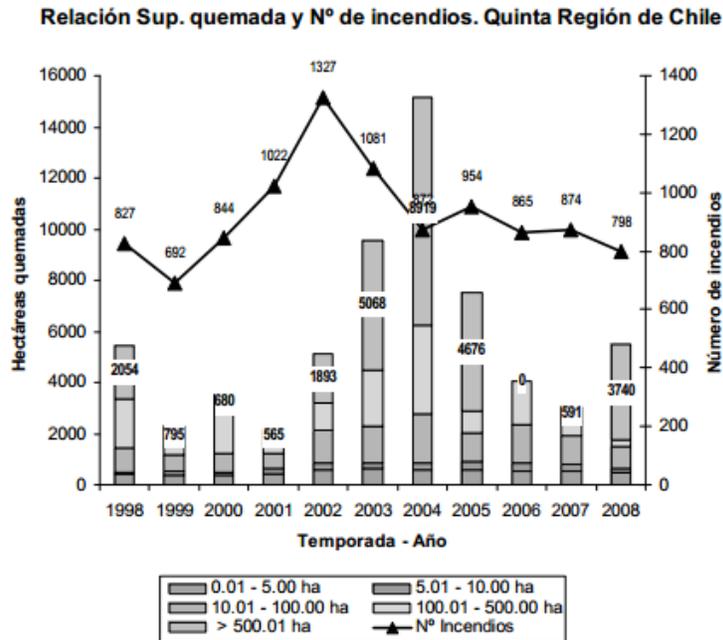


Gráfico 2: Composición de incendios forestales, clasificados por clases de tamaño. (Elaboración: Laboratorio de Incendios Forestales. Universidad de Chile en Castillo *et al.*, 2009).

En otro sector del área de estudio Soto *et al.* (2011), enfocados en dinámicas netamente geomorfológicas, identifican cambios en el uso de suelo de la cuenca del Río Aconcagua, los cuales están asociados a reconversiones de suelo agrícola y colonización de laderas bajas, la conclusión relevante de este trabajo es el antecedente de que en dicha zona las pérdidas de coberturas vegetales principalmente están asociadas a la expansión de monocultivos de paltos desde el fondo de valle hacia las laderas con vegetación nativa.

La UICN identificó los cambios en las coberturas vegetales de la zona central de Chile a través de un estudio (UICN, 2011) que involucro una gran cantidad de investigaciones de la escena nacional (algunas de las cuales ya han sido expuestas en esta misma sección), en él se esboza que los cambios en las coberturas naturales en el área mediterránea de Chile central han manifestado una tendencia general hacia la reducción continua de bosque y matorral que, a su vez, ha conducido a un aumento en los servicios ecosistémicos de provisión como son los alimentos y la producción de madera, probablemente a expensas de la biodiversidad y de los servicios hidrológicos (Schulz *et al.*, 2010). Argumentan también que este mismo proceso de cambio de cobertura ha generado una modificación de los bosques, lo cuales se han ido transformando poco a poco hacia una vegetación de tipo arbustiva. Luego demuestran que existe una pérdida de matorrales tendiendo a transformarse en terrenos agrícolas o en plantaciones de monocultivos forestales y en una proporción mucho menor a zonas urbanas. A su vez explican que el proceso de cambio de cobertura está directamente relacionado con el incremento de la población y la demanda de materias primas, motivadas por las políticas de libre mercado implementadas en la década de los 70’.

La dinámica de cambio de uso de suelo en la zona central de Chile es resumida por Rey Benayas *et al.* (2011 en UICN, 2011). Identificando los porcentajes de pérdida entre 1973 y 2008. Esto muestra claramente como las coberturas de suelo son transformadas desde bosques a matorrales y luego a uso agrícola (Ver Figura 6).

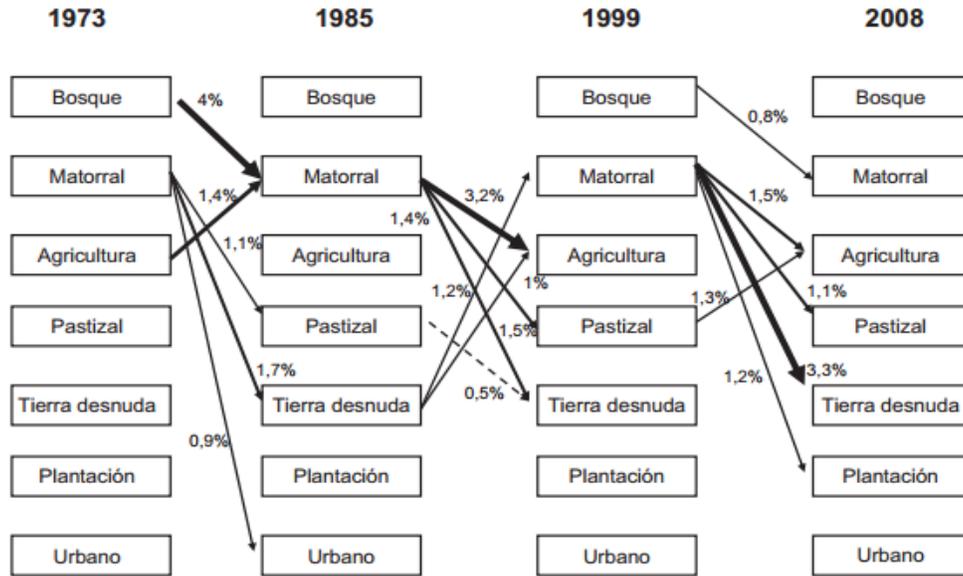


Figura 6: Principales trayectorias de cambio y su contribución al cambio neto estimada como el porcentaje de la zona centro de Chile (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto >3,2%, las intermedias corresponden a cambios netos entre 1,6-3,2% y las finas corresponden a cambios netos <1,6%; solo están representadas las contribuciones al cambio neto <10.000 hectáreas o del 0,8% del área considerada) (en base a Schulz *et al.*, 2010 en UICN, 2011).

Schulz *et al.* (2010) identifican los cambios de uso de suelo para gran parte del área de estudio entre los años 1975 y 2008, por lo cual su estudio constituye un importante precedente para la presente memoria (Ver Figura 7). Este estudio de caso es una prueba más de cómo las regiones mediterráneas muestran una transformación constante de sus sistemas ecológicos. El análisis también muestra cómo la cubierta vegetal natural tiende a disminuir de una manera muy sutil y lenta, debido a la revegetación pasiva que compensa en parte la pérdida de vegetación (Schulz *et al.*, 2010).

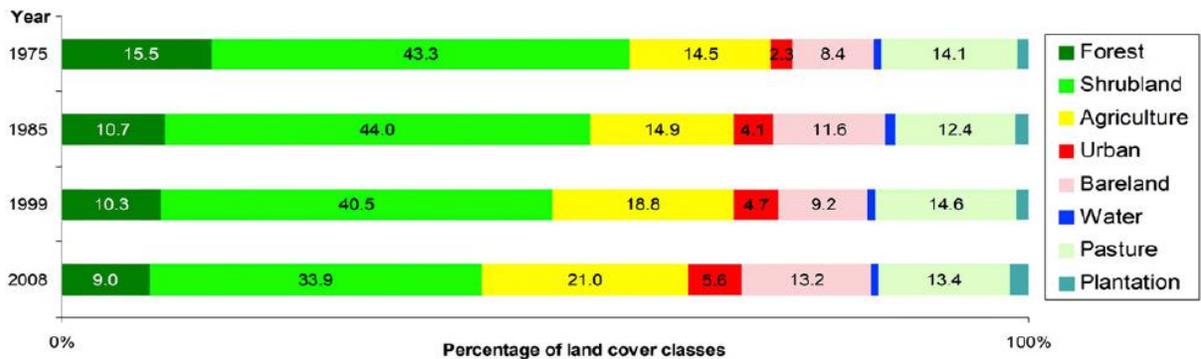


Figura 7: Cambios de uso de suelo para gran parte del área de estudio entre los años 1975 y 2008 (Schulz *et al.*, 2010).

A modo de resumen y en base los trabajos revisados se presentan las principales presiones ecosistémicas, en el área de estudio según el tipo de uso y cobertura de suelo determinantes en los procesos de pérdida en las coberturas de los ecosistemas y sus funciones:

Uso Urbano e Industrial: produce un aumento dramático de la escorrentía superficial y la temperatura superficial, generan contaminación atmosférica producto de las emisiones de fuentes fijas y móviles. Reducen drásticamente la diversidad biológica.

Terrenos Agrícolas: modifican a través de los procesos de erosión y sedimentación de suelo, disminuyen la diversidad biológica, acidifican los acuíferos producto de la utilización de pesticidas, fragmentan los ecosistemas.

Plantaciones forestales: contribuyen con la acidificación de suelo, intensificación de la escorrentía superficial y poseen un gran consumo de agua. Generan competencia con especies nativas por recursos tales como sol, agua y nutrientes. Afectan la diversidad biológica de manera drástica. La fauna se ve diezmada ya que las características fisicoquímicas de las plantaciones generan problemas en el funcionamiento de las especies, alterando procesos como la reproducción animal y vegetal.

Otras alteraciones: otras presiones pueden venir de manera indirecta, como por ejemplo los incendios forestales, el depósito de basura, la caza, actividades como el pastoreo de ganado y la introducción de especies exóticas.

Matorrales: se encuentran asociados a procesos de degradación de la cobertura de bosques, tienen efectos sobre la biodiversidad, modificando su estructura, lo cual motiva cambios a nivel composicional y funcional.

Pastizales: representan un nivel aun mayor de degradación y suelen ser aptos para actividades ganaderas, posee alto riesgo de erosión.

1.4.4.3. Técnicas y herramientas para el análisis de las pérdidas de coberturas vegetales por cambio de uso y cobertura de suelo

La teledetección ofrece una herramienta particularmente eficaz para la medición de los cambios de cobertura de suelo. El análisis de imágenes de satélite es la técnica más utilizada para el mapeo de los cambios en diferentes cubiertas, pues permite realizar observaciones de la superficie terrestre de una manera recurrente y a una muy buena escala, prescindiendo de metodologías más costosas como la fotografía aérea. Además se cubren grandes extensiones de terreno con una sola imagen (Chuvieco, 1995). Los avances que ha tenido la tecnología de percepción remota en cuanto a resolución espectral, temporal y espacial, han permitido mejorar la precisión de las observaciones de cambios en el uso y cobertura de suelo (Coca-Castro *et al.*, 2013).

Metodológicamente el reconocimiento de coberturas de suelo se puede realizar mediante percepción remota (Coca-Castro *et al.*, 2013), sin embargo el uso de suelo debe ser determinado a través de un proceso más complejo de visita a terreno o asociación con alguna información de respaldo que acredite el uso de suelo que se le da a un determinado lugar (Peña, 2007). Conjuntamente la percepción remota permite capturar una visión sinóptica instantánea de una amplia extensión de la superficie terrestre y proporcionar mediciones repetidas de la misma zona de manera regular (UICN, 2011). En primer lugar, la determinación de una cobertura de suelo se asocia a las propiedades físico-ópticas de reflectancia que cada objeto posee (Pompa, 2008), esta firma espectral es obtenida mediante el reconocimiento de patrones de reflectancia atribuidos a un

cierto tipo de cobertura y designando de sitios de entrenamiento. Cuando el grado de asociación alcanza un nivel considerable se puede clasificar una determinada unidad de pixel en términos de su alta probabilidad de estar asociada a una firma espectral particular, con la cual se compara (Larrosa, 2000 citado en Pompa, 2008). En el caso del mapeo de coberturas vegetales se pueden usar Particularmente el uso de datos del índice diferencial normalizado de vegetación (NDVI) (Pompa, 2008).

Para detectar el cambio de uso y cobertura de suelo, se toma la clasificación previamente realizada y calibrada mediante modelos matemáticos, entonces solo bastara con elegir una serie temporal determinada, y analizar como varió la configuración de las diferentes coberturas en un periodo x (UICN, 2011; Leishner *et al.*, 2013).

A continuación se presentan dos proyectos asociados al mapeo de cambios en coberturas naturales influenciadas por modificaciones en la cobertura y uso de suelo, estos proyectos son elegidos ya que constituyen los más recientes avances en materia de monitoreo de pérdidas de las coberturas naturales producto del cambio de uso y cobertura de suelo a nivel mundial (Hansen *et al.*, 2013; Coca-Castro *et al.*, 2013).

1.4.4.3.1. Terra-i

El proyecto Terra-i es un sistema basado en el sensor “MODIS” en la plataforma Terra y Aqua de la NASA, para identificar en tiempo casi real las coberturas de suelo, el cambio de hábitat y los cambios en la salud de la vegetación con un periodo de 16 días, desde el año 2004 a la fecha (Cortes, 2012). En la actualidad se ejecuta para el conjunto de América Latina (Ver Figura 8) y se está ampliando para cubrir la totalidad de los trópicos durante el próximo año (Ver Figura 8). Terra-i es una colaboración entre el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT - DAPA, con sede en Colombia), El programa de forestales, Árboles y Agroforestería (TLC), The Nature Conservancy (TNC), la Escuela de Negocios e Ingeniería (HEIG-VD, con sede en Suiza) y del King College de Londres (KCL, con sede en el Reino Unido) (Terra-i, 2014).

El sistema se basa en la premisa de que la vegetación natural sigue un patrón predecible de cambios en el NDVI de una fecha a la próxima determinada por la firma específica del sitio y las condiciones climáticas durante el mismo periodo. Una llamada red neuronal computacional ha sido calibrada cuidadosamente para comprender el patrón normal de los cambios en el NDVI de la vegetación en relación con el terreno y precipitaciones para un sitio. Luego se marcan las áreas donde cambió el NDVI de repente con una variación mucho más allá de los límites normales interpretándolos como posibles impactos antropogénicos en las coberturas vegetales (Coca-Castro *et al.*, 2013). La escala espacial de pixel de Terra-i es de 250 metros de cuadrículas de terreno (Terra-i, 2014).

El modelo con el que está programado Terra-i utiliza una red de Percepción multicapa neural combinada con la teoría bayesiana (MacKay, 1992; Bishop, 2007) para identificar el comportamiento anormal en una serie de tiempo de cambio de la vegetación (Coca-Castro *et al.*, 2013).

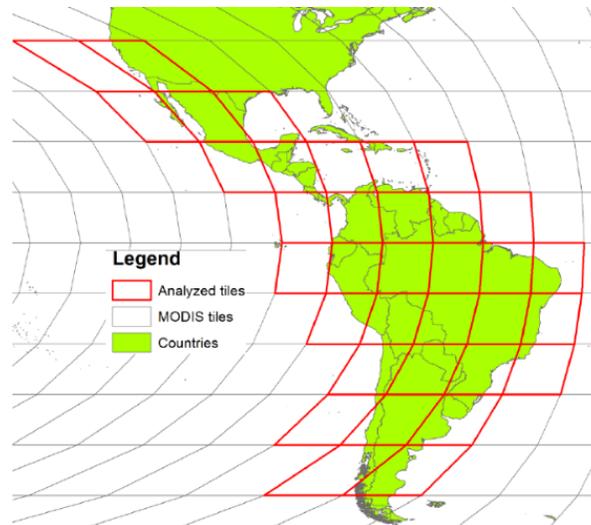


Figura 8: Cobertura actual del Proyecto Terra-i (Terra-i, 2012).

Las actividades humanas generan ciertos disturbios en los patrones de verdor de la vegetación en un área particular. Posteriormente dichos cambios en el verdor son reflejados por una variación en el NDVI, lo cual es detectado por Terra-i. (Coca-Castro *et al.*, 2013; Leishner *et al.*, 2013). Los cambios en el NDVI pueden tener valores positivos o negativos. Se ha demostrado que se pueden detectar con una alta fiabilidad los cambios negativos, asociándolos a procesos como la deforestación y la degradación de la tierra, en diversos contextos y hábitats (Leishner *et al.*, 2013).

Para corregir los errores que pudieran existir en el sensor remoto Terra-i, este utiliza el Análisis Armónico de NDVI Series de Tiempo (HANTS), un algoritmo creado para eliminar ruidos atmosféricos suavizando la curva NDVI y deduciendo los valores de los datos que faltan (Roerink *et al.*, 2000 citado en Leishner *et al.*, 2013). El NDVI que utiliza Terra-i es el MOD13Q1, del sensor MODIS. Por lo demás, Terra-i utiliza datos de precipitación de TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission) para calibrar las firmas detectadas en un periodo de tiempo. Este sensor posee una frecuencia de 3 horas con una resolución de 28 kilómetros (Kozu *et al.*, 2001). Esquemáticamente la metodología utilizada por Terra-i se estructura de la siguiente manera (Ver Figura 9).

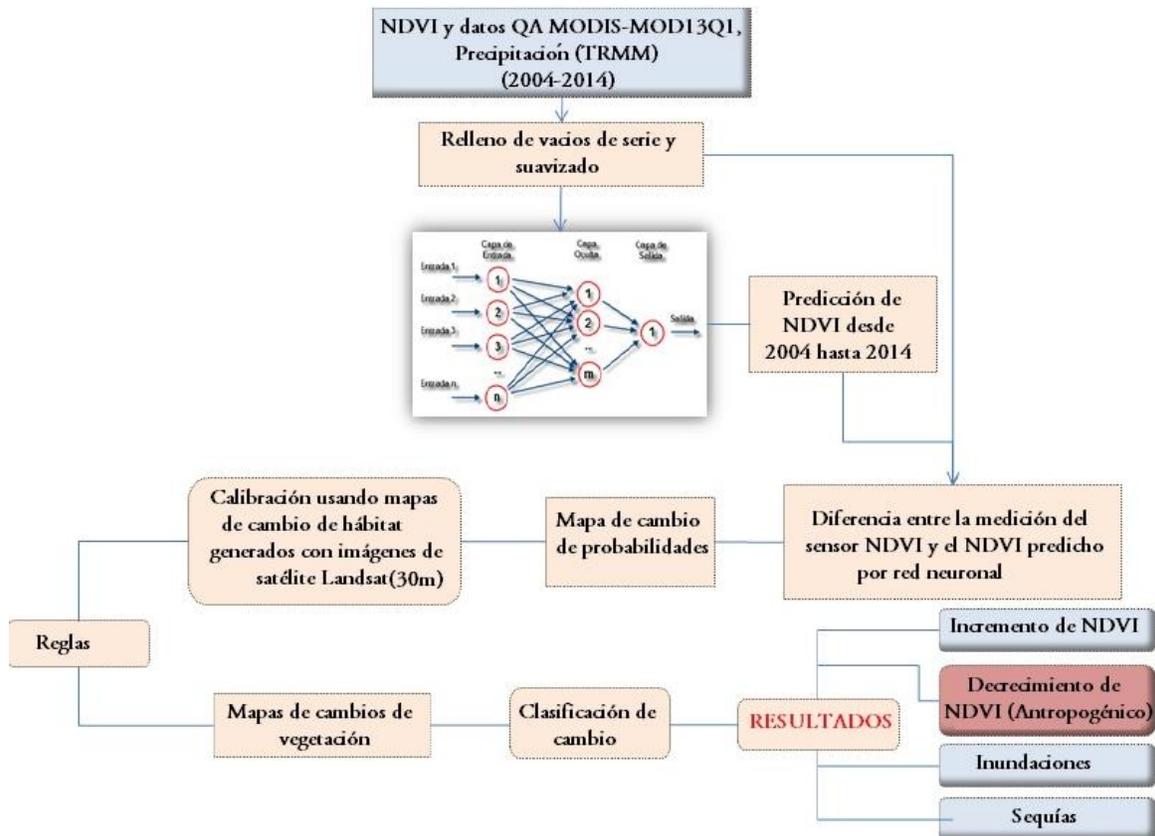


Figura 9: Resumen visual de la metodología utilizada para detectar anomalías en MODIS-NDVI series de tiempo. (Traducido de Terra-i, 2012).

1.5. MARCO METODOLÓGICO

A continuación se presenta la propuesta metodológica de trabajo que se utilizó en el desarrollo de la presente memoria. En primer lugar se detalla la justificación de la elección del área de estudio, los datos utilizados, el periodo de análisis escogido y posteriormente se trata cada uno de los análisis realizados.

1.5.1. Selección de periodo, área de estudio y datos

1.5.1.1. Área de estudio

Con la final de lograr la máxima validez científica y metodológica, se seleccionó el área de estudio en base a dos criterios operativos.

- **Criterio Analítico:** Se propone inicialmente a la Ecorregión Mediterránea como un caso interesante de estudio, ya que se la reconoce como un sitio de importancia nacional e incluso mundial por su alta biodiversidad y tasas de endemismos (Arroyo *et al.*, 2008). Esta se encuentra sometida a grandes presiones producto del aumento en las perturbaciones de origen antrópico en el último tiempo (expansión de usos y coberturas de suelo antrópicos e

incendios forestales) que han diezmando grandes superficies de los ecosistemas, poniendo en serio peligro al lugar más biodiverso de Chile (UICN, 2011).

- Criterio Metodológico: Para realizar el estudio se plantea que el área debe contar con dos fuentes de información esenciales: información de usos y coberturas de suelo actualizadas y genéricas (que posibiliten la ejecución de estudios similares en el futuro), además que las regiones fueran contiguas, con el fin de evitar que los ecosistemas fueran fragmentados por divisiones político administrativas (produciéndose vacíos) y poder evaluarlos como unidades naturales.

Las regiones que están insertas en la Ecorregión Mediterránea y que cumplen con las exigencias metodológicas son por ende; la Región Metropolitana, O’Higgins y Valparaíso. Puesto que son contiguas y poseen la última actualización del Catastro de Bosque Nativo (clasificación de uso nacional que posibilita la replicación de estudios similares).

1.5.1.2. Periodo de análisis

El periodo principal de estudio está determinado por la disponibilidad de información. Los 16 años transcurren desde el primer Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF en el año 1997 hasta su actualización más reciente (2013). A su vez el análisis fue dividido en dos sub periodos. El primero corresponde al más amplio y está determinado por la información de los catastros de bosque nativo; va desde 1997 a 2013. El otro periodo está determinado por la disponibilidad de los datos de Terra-i (segunda herramienta utilizada en el análisis de pérdidas de cobertura) y que va entre 2004 y 2014 (Ver Figura 10).

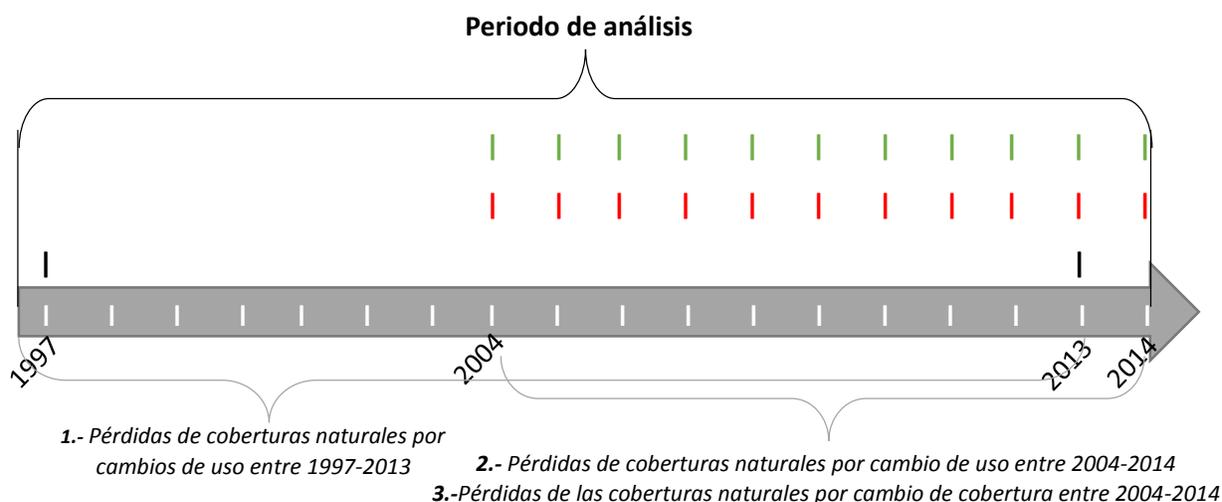


Figura 10: Esquema de fuentes de datos y análisis de resultados. La flecha gris representa el periodo total de análisis, las subdivisiones blancas al interior de la flecha representan los años, sobre yaciendo a la flecha se encuentran subdivisiones (rayas) de colores, cada raya representa la disponibilidad de datos según cada fuente. Las de color verde se asocian a Terra-i, las de color rojo al catastro de incendios forestales de CONAF (2004-2014), las de color negro a los catastros de bosque nativo CONAF-CONAMA-BIRF de 1997 y 2013. En la parte inferior aparecen representados con llaves grises los análisis que se realizaron, el número indica el orden de presentación de estos en el

1.5.1.3. Selección de datos

A continuación se presenta la justificación de la elección de los datos utilizados. Tomando como base principal de la elección el que los datos utilizados fuesen sólidos, genéricos, homogéneos y de fácil acceso, posibilitando así la ejecución de estudios similares en el futuro para otras regiones del país.

1.5.1.3.1. Usos y coberturas de suelo

Para clasificar los usos y coberturas de suelo se utilizó como herramienta el Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF (1999). Este ha generado categorías de usos y coberturas de suelo para todo el territorio nacional. Las cuales son producto de procesos como la fotointerpretación y análisis de imágenes, descripción de terreno, extrapolación de información a las unidades no visitadas en terreno, transferencia de las fotografías aéreas al mapa base y finalmente un proceso de llenado de base de datos y simplificación. La información que entrega es una caracterización de usos y coberturas de suelo, clasificadas según uso y tipo de cobertura, además de variables como pendiente, exposición, rangos de altitud, identificación de especies, porcentajes de cobertura, altura promedio del estrato, entre otros.

1.5.1.3.2. Tipología de ecosistemas

Se utilizaron los Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006) para identificar los tipos de ecosistemas, esto bajo la premisa de que reúne todos los requisitos para ser utilizada como un tipo de ecosistema según lo estipulado por Keith *et al.* (2013). Con esto se refiere a que posee características de estructura y fisonomía dominante, patrones bioclimáticos y la identificación de una o dos especies características (Pliscoff & Luebert, 2008, en MMA 2008). Otro factor importante que motivo su utilización es el hecho de que se la considera la clasificación actual vigente de ecosistemas terrestre de Chile (CONAMA, 2008). Por lo tanto siempre que se haga mención al concepto de “ecosistema”, en los resultados y discusiones en la presente memoria este se estará referido a los Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006), considerándolos equivalentes.

El concepto operativo de Pisos de Vegetación se define a continuación:

“Espacios caracterizados por un conjunto de comunidades vegetales zonales con estructura y fisonomía uniforme, situadas bajo condiciones mesoclimáticamente homogéneas, que ocupan una posición determinada a lo largo de un gradiente de elevación, a una escala espacio-temporal específica” (Luebert & Pliscoff, 2006).

1.5.1.3.3. Pérdidas recientes

Para la identificación de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas del área de estudio se recurrió a la utilización de dos fuentes de datos diferentes que permitirán comprender de manera más acabada tales procesos.

En primer lugar, está la pérdida que se obtuvo a través de la comparación entre el Catastro de Bosque Nativo del año 1997 y el del año 2013. Para ello se le sustrajo a los Pisos de Vegetación

potenciales la superficie antrópica al año 1997 y se realizó el mismo proceso para el año 2013, la diferencia entre ambas superficies representa la pérdida que experimentaron las coberturas de los ecosistemas en los últimos 16 años, es decir, cuando un uso de suelo se expande hacia áreas naturales.

En Segundo lugar, se encuentra la información del proyecto Terra-i ; el cual permite detectar los cambios en las coberturas naturales, es decir, que reconoce los cambios en las firmas espectrales normales de una determinada cobertura asociada a un determinado lugar; reconociéndola como cobertura natural cualquiera, sea arbórea, matorral, herbazal etc.

El proyecto Terra-i es detallado en la sección 1.4.4.3.1. Donde se especifican las prestaciones que permite en términos de escala espacio-temporal de análisis. Trabajando con actualizaciones cada 16 días a una escala espacial de 250 metros por cuadrícula, lo cual para la escala de trabajo es perfectamente adecuada (Área de estudio de alrededor de 50.000 km cuadrados). Por otro lado la metodología de obtención de las pérdidas se encuentra construida de manera muy acabada, ya que considera una serie de pasos de calibración de la información, considerando modelos matemáticos y estadísticos construidos con datos de precipitación, Índice diferencial normalizado de vegetación y comparaciones con índices de imágenes Landsat, lo cual permite un alto grado de exactitud (Terra-i, 2012), (la metodología es detallada en la figura 9 de la página 44). Los datos de Terra-i fueron vinculados con el Catastro de Bosque Nativo con el fin de detectar las pérdidas por expansión de usos de suelo y con el catastro integrado de incendios forestales para identificar aquellas pérdidas producidas por incendios forestales.

1.5.2. Análisis de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas por cambio de usos y coberturas de suelo

El análisis de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas fue realizado utilizando las dos herramientas de obtención de datos descritas en la sección precedente, para cada uno de los periodos propuestos, con la finalidad de permitir un análisis más acabado de perturbaciones que pudieran influenciar una pérdida en funciones ecológicas y poner al ecosistema en riesgo de disrupción. Se evaluaron pérdidas según su origen y el ecosistema que afectaron. Posteriormente este análisis permite interpretar los resultados del índice de Disrupción Ecosistémica.

Las pérdidas fueron analizadas considerando los cambios desde una superficie natural o remanente del ecosistema (Bosques nativos, praderas naturales, matorrales, suculentas y Áreas desprovistas de vegetación) hacia una antropogénica o de reemplazo (Zonas urbanas o industriales, terrenos agrícolas, rotación de cultivos y plantaciones forestales). Por otro lado se identificaron pérdidas que no implicaron un cambio de uso pero que están asociados a una perturbación de origen antrópico, específicamente incendios forestales. Analizando las pérdidas en cada ecosistema del área de estudio (Plischoff & Luebert, 2008 en CONAMA, 2008).

Los dos periodos de análisis corresponden primero entre 1997-2013 y 2004-2014 determinado por las fuentes información utilizada, los cuales corresponden al Catastro de Bosque Nativo y el proyecto Terra-i respectivamente.

1.5.2.1. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de uso entre 1997-2013

Se realizó una clasificación de las pérdidas en la cobertura de los ecosistemas originadas por expansión de usos de suelo antrópicos. Para ello, se homogeneizaron (a 250 metros para trabajar posteriormente la información con Terra-i) y corrigieron los errores que los catastros pudieran tener, este proceso consistió en comparar ambos catastros identificando las transformaciones de cada uno de los polígonos, observado como cambiaron su condición entre 1997 al 2013, y “reparando” aquellos polígonos que exhibieron transformaciones anómalas. Las transformaciones se clasificaron en 3 tipos:

- Coberturas naturales que cambiaron a coberturas antropogénicas = pérdida de cobertura natural por expansión de un uso de suelo antrópico x.
- Coberturas naturales que mantuvieron su condición natural = mantención de las coberturas naturales.
- Coberturas antropogénicas que cambiaron a coberturas naturales (por ejemplo urbano hacia bosque nativo)= error en el catastro.

Para el primer tipo de transformación el catastro manifiesta una alta confiabilidad, ya que la diferencia de un uso de suelo y una cobertura natural es prácticamente binaria, a diferencia de diferenciación entre dos superficies naturales, donde un porcentaje de cobertura vegetal determina si el polígono se clasifica como matorral, bosque o herbazal. Esto permite la detección de cambios desde una cobertura natural hacia una antropogénica, de manera muy precisa.

El segundo tipo de transformación no puede ser analizado, ya que la clasificación de coberturas naturales puede variar dependiendo de la metodología que usaron en la construcción y clasificación de superficies naturales según porcentaje de cobertura de cada uno de los catastros. Lo que hace que no puedan ser comparados en esas categorías (Ver Figura 11).

El tercer tipo de transformación se considera error, ya que se reconoce que es prácticamente imposible que en un lapso de 16 años una cobertura antrópica como una zona urbana o agrícola, pueda transformarse en una natural como un bosque nativo. Por lo tanto a aquellos polígonos que presentaron esta condición, se les extrapola la misma condición natural que presentaron el 2013, para el año 1997, pasando a ser superficies del segundo tipo de transformación.

Posteriormente las pérdidas por expansión de uso se relacionaron con los Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006). Obteniendo de esta manera las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas del área de estudio para el periodo comprendido entre el año 1997 y 2013. Finalmente se indagó en las causas de las pérdidas identificadas mediante el análisis de los patrones espaciales o geográficos y la revisión información secundaria.

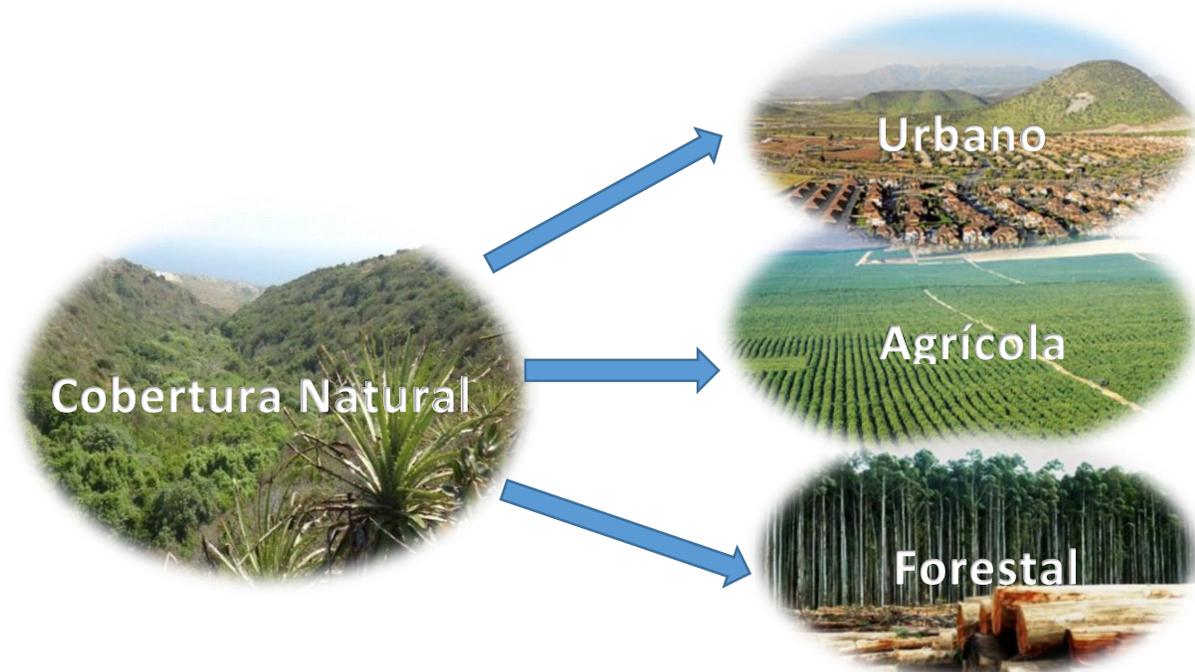


Figura 11: Esquema de identificación de las pérdidas de las coberturas de los ecosistemas en el área de estudio, se detectaron aquellas superficies que pasaron de ser coberturas naturales hacia usos de suelo antrópicos entre 1997 y 2013. El esquema es el mismo para el periodo 2004-2014 solo que en este último se pudo identificar además el año en que ocurrió la pérdida, gracias a la información entregada por Terra-i (Elaboración propia).

1.5.2.2. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de usos entre 2004-2014

Se realizó un tratamiento de los datos del proyecto Terra-i, para obtener las superficies de coberturas naturales que en el periodo 2004-2014 pasaron a constituir una cobertura de origen antropogénico producto de una modificación en el uso y cobertura del suelo.

Inicialmente se analizaron las pérdidas de coberturas que identifica Terra-i y se los comparó con los Catastros de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF 1997 y 2013, con la finalidad de identificar aquellos parches que pasaron de ser superficies naturales de un ecosistema a superficies de uso antrópico tal como se realizó en el caso del análisis anterior que involucro solo los catastros (Ver Figura 11).

La información detectada por Terra-i permitió identificar el año específico en el que produjo el cambio, mientras que el Catastro de Bosque Nativo del año 2013 permite identificar a que uso de suelo se atribuye la pérdida de cada ecosistema. Esto permite identificar las dinámicas de cada ecosistema a nivel espacial y temporal. Para este análisis el Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF del año 2013 fue considerado como usos de suelo actuales (Reconociendo que existe un desfase en los periodos ya que Terra-i entrega información hasta abril del presente año).

Finalmente el producto es una clasificación de pérdidas entre el año 2004 y el 2014, clasificado según el uso de suelo causante, Piso de Vegetación (ecosistema) afectado y en qué año se registró. Estas pérdidas fueron cuantificadas en hectáreas, analizando sus patrones de distribución y explicando dichas dinámicas mediante la vinculación con información secundaria.

1.5.2.3. Pérdidas de coberturas naturales por cambio de cobertura entre 2004-2014

Terra-i al identificar las variaciones en la firma espectral de un parche natural permite identificar cambios drásticos en la reflectancia de coberturas naturales asociadas a una perturbación determinada (Coca-castro *et al.*, 2013). Fueron clasificadas como pérdidas por cambio de coberturas, todos los parches detectados por Terra-i que no implicaron una transformación hacia una superficie antropogénica, es decir, que pese a que Terra-i las identificó como pérdidas, en el Catastro de Bosque Nativo del 2013 dichos parches mantuvieron igualmente un condición de cobertura natural. Por lo tanto pese a ser reconocidas como una perturbación drástica, su origen no puede ser atribuido a un cambio de uso de suelo.

Al igual que en los pasos anteriores las pérdidas registradas fueron clasificadas según el origen de la perturbación, se determinó en base a la teoría revisada que el principal origen asociado a este tipo de pérdidas son los incendios forestales. Para ello se estableció una clasificación en dos clases, pérdidas ocasionadas directamente por incendios forestales y otras asociadas a un origen desconocido.

Para tal análisis se trabajó con el catastro integrado de incendios forestales de CONAF entre 2004 y 2014 (CONAF, 2014). Donde se realizó una vinculación de la información, para ello se trabajó con la base de datos de incendios forestales de CONAF entre 1985 y 2010, posteriormente se relacionó con la información del 2010 al 2014. Es importante destacar que ambas bases de datos de los catastros difieren en términos de su construcción metodológica. Tal diferenciación, es bastante evidente, en términos de su eficiencia y la confiabilidad de los datos que entregan.

El primer catastro (1985-2010), se construyó mediante un método de triangulación muy rudimentario, donde se marcaba el punto de origen del incendio forestal en las cartas IGM (1:25.000 o 1:50.000), tales cartas eran divididas en 4 cuadrantes cada una. Así cuando se producía un incendio forestal se identificaba su ubicación en una carta específica y se posicionaba exactamente en el centroide del cuadrante donde se había originado el incendio, a su vez se registraba la fecha exacta de inicio y término del siniestro así como su superficie. Esto limitaba de inmediato la calidad de la información obtenida, ya que se generaba una aglomeración en el centroide del cuadrante.

El catastro cambia su metodología a partir del año 2010, pasando a realizar este trabajo de registro de los incendios mediante la toma de puntos GPS en terreno, lo cual mejoró sustancialmente la confiabilidad de los datos. Tomando esta información como precedente para vincular los parches que entrega Terra-i con el catastro se consideró un buffer (3,5 minutos o 5 kilómetros) en torno a los puntos indicados en el catastro de incendios forestales de CONAF. Además la información de la fecha en la que produjo el incendio tenía que coincidir con la fecha en que Terra-i detectó la pérdida, de esta manera solo aquellos parches que cumplieran con ambos requisitos (espacial y temporal) fueron clasificados como pérdidas por incendio forestal (Ver Figura 12).

Aquellos parches que no cumplían con ambos requisitos en la vinculación con el catastro de incendios forestales de CONAF se clasificaron como pérdidas de origen desconocido.

Una vez identificadas las pérdidas se analizaron patrones y se clasificaron los ecosistemas del área de estudio según su superficie quemada por incendios forestales y por pérdidas desconocidas. Conjuntamente se analizó el patrón temporal de las pérdidas, permitiendo estudiar el

comportamiento de los incendios forestales por ecosistema y estación del año durante el periodo de análisis.

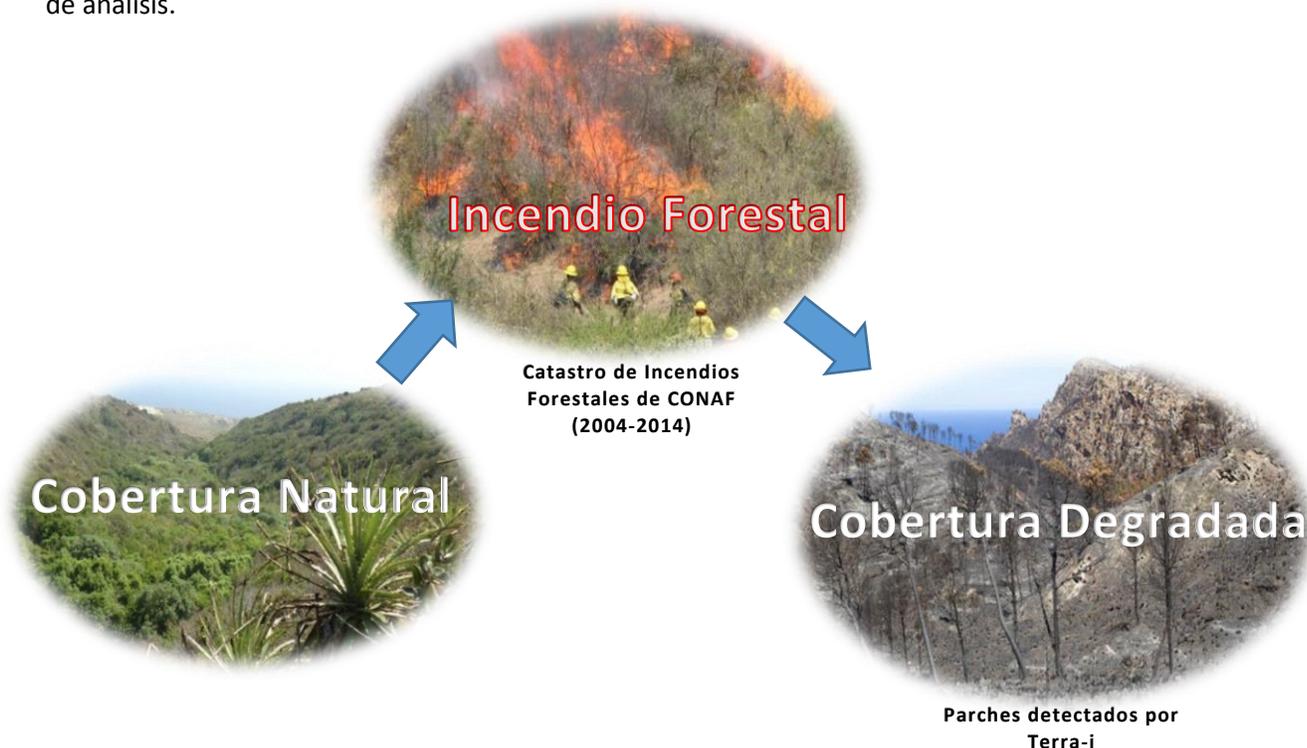


Figura 12: Esquema de identificación de las pérdidas de cobertura por perturbaciones antrópicas y específicamente por incendios forestales. Para el periodo 2004-2014. Se identifica el paso desde una cobertura natural hacia una degradada, entre 2004 y 2014 determinando además el año exacto en el que se produjo la pérdida. (Elaboración propia).

1.5.3. Propuesta de Índice de Disrupción Ecosistémica.

El índice de Disrupción se compone de dos factores: el Primero es la “Severidad Relativa” la cual trata de acoplarse a la definición entregada por UICN en el trabajo de Keith *et al.* (2013) quienes argumentan “este índice de ‘Severidad Relativa’ representa la degradación, y corresponde a un cociente del cambio observado en la biota del ecosistema a lo largo de un periodo de tiempo dado y la cantidad de cambio que causaría el colapso del ecosistema, medido en umbrales”, es decir, donde se apreciaría un agravamiento en las condiciones iniciales de un ecosistema. Para satisfacer esta definición, Keith *et al.* (2013) plantean estimar la Severidad Relativa mediante la evaluación de diferentes marcos temporales, para evaluar tendencias en los ecosistemas.

Para obtener la Severidad Relativa, se requiere saber si la degradación es constante, acelerada o desacelerada, considerando el contexto de degradación histórico y espacial. Para satisfacer este postulado se presenta de esta manera el INSR (Índice Normalizado de Severidad Relativa), el cual establece la relación de las Tasas de pérdida de cobertura de un ecosistema en dos periodos de tiempo, normalizada por la disminución total. Permite evaluar la razón de aceleración de la pérdida en las coberturas (u otro elemento cuantificable) de un ecosistema determinado.

Mientras que la Extensión se refiere la expresión espacial de la severidad relativa en un ecosistema determinado, que puede ser expresada mediante un porcentaje de la superficie total del ecosistema

en el cual se detectó la pérdida acelerada. Por lo tanto para fines prácticos se plantea el IEX (Índice de Extensión de la Disrupción).

Para la construcción del índice se utilizó una fórmula que pudiese comparar las tasas históricas de disminución (consideradas en la metodología UICN desde 1750) y las tasas en un periodo de prueba determinado en algún elemento vital del ecosistema, evaluando así una aceleración que pudiese reflejar la extensión de dichas pérdidas respecto a la superficie total del ecosistema. De esta manera el análisis puede ser realizado comparando cualquier rango de tiempo con otro y espacializando la extensión de la Disrupción.

Luego el “Índice de Disrupción Ecosistémica” se plantea como el promedio calibrado entre el INSR (Índice normalizado de severidad Relativa) y el IEX (Índice de extensión de la disrupción) donde este último se transforma en la variable que calibra la ecuación. Si la severidad (aceleración de pérdida) es alta, pero representa una porción muy mínima de la extensión o superficie del ecosistema, no puede hablarse de que existe riesgo de disrupción ni mucho menos una disrupción. Aunque si esta severidad afecta a una fracción significativa del ecosistema, sin lugar a dudas es posible señalarla como una posible situación de riesgo. En este sentido mientras mayor sea la Extensión de la disrupción, mayor será el aporte al resultado final del índice por parte del Índice Normalizado de Severidad Relativa, ya que son variables vinculadas directamente, bajo una proporcionalidad matemática directa.

$$IDE = \{INSR * IEX\} + \{IEX * (1 - IEX)\}$$

IDE: Índice de Disrupción ecosistema

IEX: Índice de Extensión de la Disrupción

INSR: Índice Normalizado de Severidad Relativa

La definición conceptual y matemática del Índice de Disrupción Ecosistema “Es la relación entre la Severidad Relativa ponderada por la extensión de la severidad sumada la extensión de la disrupción ponderada por la diferencia de sí misma y la unidad”. Éste debe ser interpretado como el riesgo al cual está sometido un ecosistema, expresándose con un valor entre 0-1, siendo 1 el riesgo máximo el cual incluso podría considerarse como un colapso (máxima aceleración y máxima pérdida).

1.5.3.1. Índice Normalizado de Severidad Relativa (INSR)

El INSR utiliza una proporcionalidad de tasas de pérdida de alguna variable (en este caso superficie de cobertura) en dos periodos de tiempo determinados, para obtener una razón de aceleración de la pérdida. Luego esta comparación se normaliza por el total de la muestra, para determinar la aportación proporcional de cada tasa a la pérdida total. Obteniendo un número adimensional entre -1 y 1, (de manera similar al NDVI).

En términos simples, si por ejemplo un ecosistema ha presentado una tasa de disminución durante el periodo de prueba mayor a la tasa de disminución histórica, el valor será más cercano a 1. Lo que refleja que se han acelerado los procesos de pérdida en el periodo de tiempo evaluado. Si el ecosistema no presenta variaciones en sus tasas, el valor del índice será 0 (la pérdida es constante). Por el contrario, si se presentan tasas del periodo de prueba que son menores a las tasas históricas,

el valor del índice será menor a 0, lo cual indica que las tasas de pérdida se han desacelerado y que el ecosistema podría estabilizarse en temidos ecológicos.

Es importante destacar ciertas consideraciones metodológicas:

i) Para que el modelo sea correcto la relación entre los periodos de las tasas se debe cumplir que: Periodo de prueba (P_p) < Periodo histórico (P_t), además el periodo histórico puede considerar también el periodo de prueba, dependiendo de la disponibilidad de datos con la que se cuente.

ii) Las tasas relacionadas deben estar construidas con las mismas unidades de magnitud espacio-temporales Ha, Km², m², año, meses, días.

iii) El periodo de prueba puede ser cualquiera solo debe cumplirse el principio i).

iv) El índice se basa sólo en criterios espacio-temporales de “aceleración” en las tasas de pérdida de algún elemento (en este caso cobertura), por lo cual se interpreta de manera funcional y no linealmente el riesgo de disrupción del ecosistema evaluado.

La expresión matemática que relaciona lo anterior expuesto se presenta a continuación:

$$INSR (\varepsilon) = \frac{\left\{ \left(\frac{A_i - A_f}{T_p} \right) - \left(\frac{A_p - A_r}{T_t} \right) \right\}}{\left\{ \left(\frac{A_i - A_f}{T_p} \right) + \left(\frac{A_p - A_r}{T_t} \right) \right\}}$$

Condicionantes: $INSR \exists \leftrightarrow |T_p < T_t| \quad |T_p \neq T_t|$

$$INSR \ni \mathbb{R}\{-1, 1\}$$

Simplificada en función: $f_{(INSR)} = \left\{ \frac{(X-y)}{(X+y)} \right\}$

Donde:

$INSR$ = Índice Normalizado de Severidad Relativa

A_i = Superficie inicial del ecosistema al inicio del periodo de prueba.

A_f = Superficie del ecosistema al final del periodo de prueba.

A_p = Superficie inicial del ecosistema en el periodo histórico.

A_r = Superficie final del ecosistema al término del periodo histórico.

T_p = Tiempo de prueba.

T_t = Tiempo Total histórico.

ε = Sea cualquier ecosistema o unidad de evaluación.

X = Tasa de variación promedio del periodo de prueba

y = Tasa de variación promedio del periodo histórico.

La interpretación de los valores se dan en torno a la correcta aplicación de los datos, en este sentido la estandarización de las magnitudes y el cumplimiento de las condicionantes determina el éxito de la fórmula. Dentro de las ventajas que tal expresión propone, se encuentra la fácil evaluación y su versatilidad, ya que puede ser aplicable a todo tipo de superficies naturales bajo una determinada tasa de cambio o pérdida promedio comparada en dos periodos diferentes; lo que permite evaluar la relación de aceleración en la pérdida y por lo tanto determinar de manera funcional la existencia de una mayor o menor Disrupción Ecosistémica. Además el elemento de pérdida puede ser cualquiera dependiendo de la disponibilidad de datos del investigador.

El comportamiento del resultado del índice de severidad relativa (INSR), está determinado por la relación de las tasas mostrando la siguiente variabilidad de resultados según la composición de cada tasa:

$$X > Y \rightarrow INSR \in \mathbb{R}\{0 >, 1\} = \text{Aceleración}$$

$$X < Y \rightarrow INSR \in \mathbb{R}\{0 <, -1\} = \text{Desaceleración y estabilización ecológica}$$

$$X = Y \rightarrow INSR = 0 = \text{Mantención de las tasas de pérdida}$$

Concepto de Índice Normalizado de Severidad Relativa (INSR): Se entiende como la Relación normalizada de aceleración entre dos tasas de pérdida en un ecosistema en dos periodos de tiempo determinados, donde la pérdida puede representar cualquier variable cuantitativa del ecosistema tales como área de cobertura, productividad primaria, biomasa, niveles tróficos, etc.

1.5.3.2. Índice de Extensión de la Disrupción

Se determina como el cociente entre la superficie perdida durante un periodo de análisis (periodo de prueba) y la superficie del ecosistema al inicio tal periodo. El resultado es un número adimensional entre 0 y 1, que indica el porcentaje del área inicial que representa la superficie perdida durante el periodo de prueba siendo 1 el 100%. Se expresa en la siguiente ecuación:

$$IEX = \frac{A_i - A_f}{A_i}$$

Donde:

A_i = Superficie inicial del ecosistema al inicio del periodo de prueba.

A_f = Superficie del ecosistema al final del periodo de prueba.

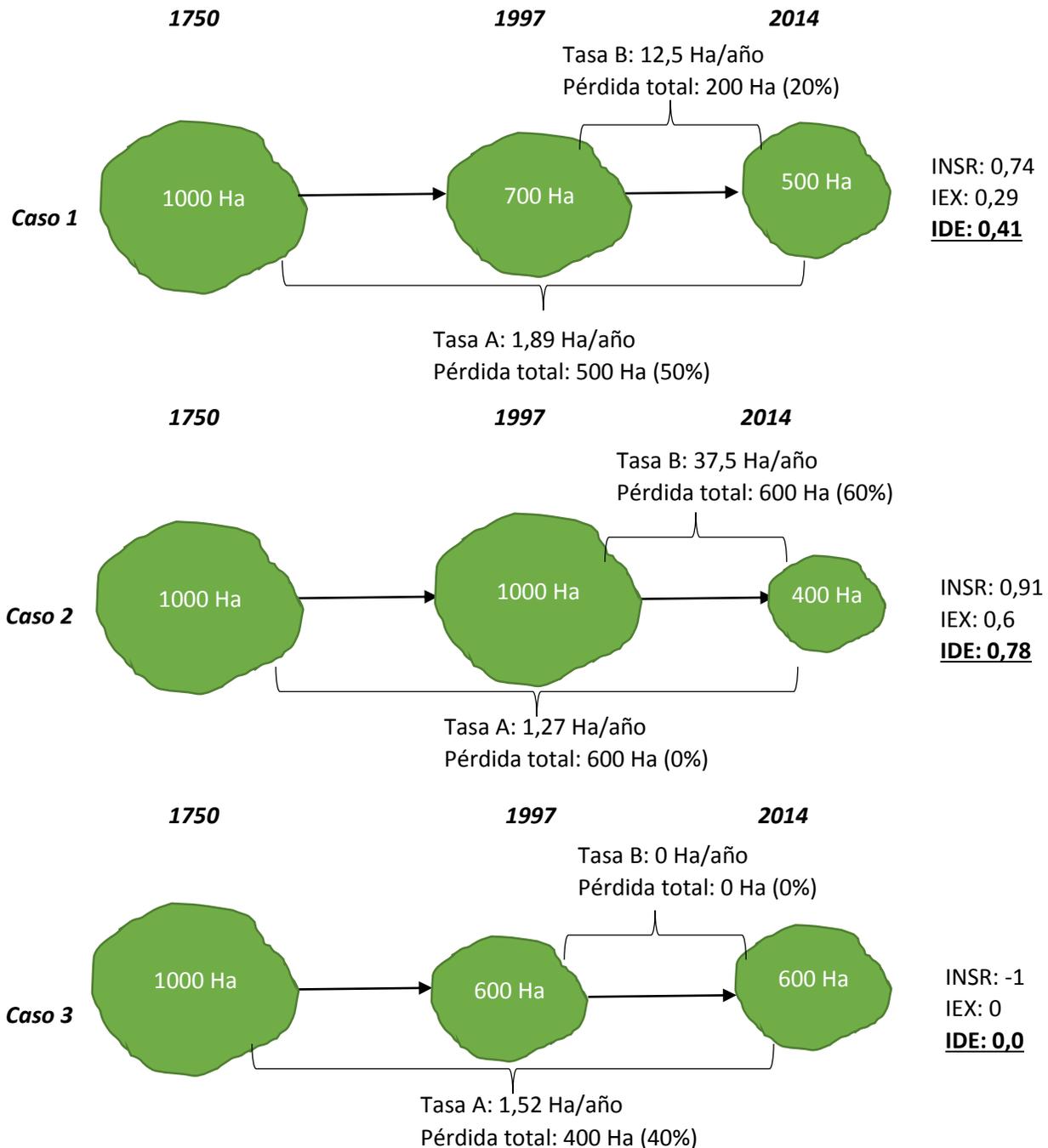
El resultado de este índice indica la proporción de superficie que ha sido afectada por la aceleración en los procesos de pérdida del ecosistema, y que por ende está expuesta a la disrupción.

Concepto de Índice de Extensión de la Disrupción (IEX): Se entiende como el cociente entre la diferencia de una variable cuantitativa espacial y el valor de dicha variable al inicio del periodo de prueba de la evaluación. Debe ser interpretado como un porcentaje o fracción afectada.

1.5.3.3. Demostración del funcionamiento del índice

A continuación se presenta un ejemplo hipotético para evaluar el Índice de Disrupción Ecosistémica y su funcionamiento.

Se toma como caso de análisis la comparación de tres ecosistemas que poseen inicialmente una superficie igual de 1.000 hectáreas, y que experimentan pérdidas diferentes en un periodo de tiempo estandarizado para los 3 casos. El primer periodo de análisis corresponde al histórico, es decir, entre 1750 y 2014 (Según la UICN, en Keith *et al.*, 2013), mientras que el periodo de prueba es entre 1997 y 2014. Se evalúa el riesgo de disrupción de cada uno de ellos.



El Caso 1, responde a las dinámicas más comunes de los ecosistemas, donde la variación entre las tasas de pérdida de ambos periodos no es tan significativa, se aprecia un índice de severidad relativa medianamente alto, ya que en un lapso de 16 años el ecosistema perdió el 20% de la superficie (potencial) que este tenía cuando era totalmente natural y un 29% de la superficie que el ecosistema poseía al año 1997. Lo anterior nos dice que el ecosistema ha estado sometido a una pérdida constante pero que ha tendido a acelerarse en los últimos 16 años, por lo tanto el nivel de riesgo es medianamente alto.

En el Caso 2, el ecosistema pasó de no perder absolutamente ninguna hectárea de su cobertura en los 247 primeros años, a perder el 60% de su superficie en sólo 16 años por lo tanto su Índice de Disrupción Ecosistémica es más cercano a 1, indicando un grado mayor de riesgo de disrupción ya que en un periodo de tiempo muy corto experimento una pérdida muy extensa comparado con lo que había perdido en toda su historia. En este caso el riesgo es bastante considerable.

Finalmente en el Caso 3, se da una situación completamente opuesta al caso anterior, debido a que el ecosistema pasó de experimentar pérdidas en su superficie, a tener una etapa de estabilidad durante los últimos 16 años. Lo cual se aprecia primero en su índice de Severidad Relativa, que al ser negativo indica que existió una desaceleración en las tasas de pérdida y segundo en que el Índice de Disrupción Ecosistémica es 0, lo cual manifiesta que el ecosistema podría estar estabilizándose, permitiendo que la función y composiciones puedan mantener y desarrollar su capacidad de autorregulación (Noss, 1990, Keith *et al.*, 2013). No existe riesgo de disrupción (no hay factores desencadenantes o amenazas).

1.5.3.4. Aplicación del IDE al caso de estudio

Se trabajó los siguientes datos, cada uno de ellos cumple un papel definido y aporta con una parte fundamental de la fórmula:

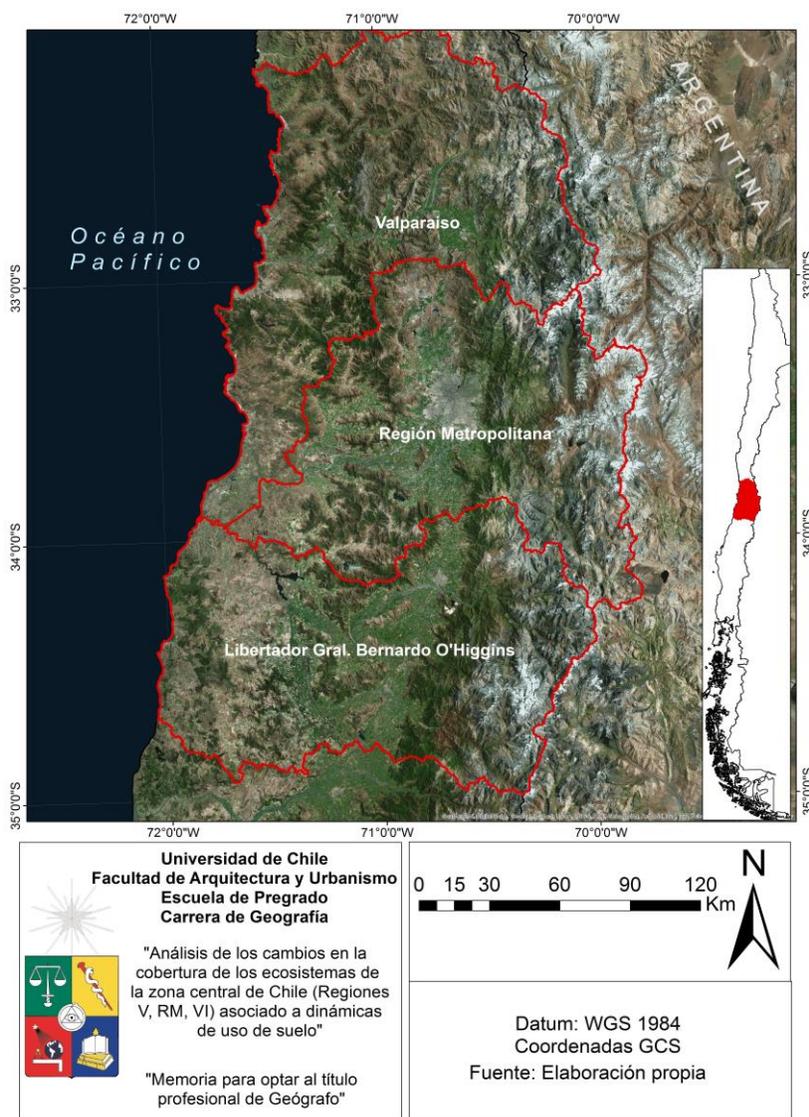
- Pisos de Vegetación Potenciales: estos representan la extensión inicial del ecosistema al principio del periodo histórico (1750) y están determinados netamente por características, climáticas, fisionómicas y espaciales. No poseen influencia humana por lo tanto esta fue considerada como el Área inicial del ecosistema al inicio del periodo histórico.
- Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF: entrega una clasificación de los Usos y coberturas de suelo al año 2013, muestra una imagen estática de las coberturas, en un año determinado (2013). Para su construcción utiliza técnicas de percepción remota que captan la variación de uso y cobertura en combinación con datos de terreno y procesos de fotointerpretación. Los usos de suelo antrópicos restados a los Pisos de Vegetación potenciales representan la pérdida total de las coberturas de los ecosistemas al año 2013.
- Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF: entrega una clasificación de los Usos y coberturas de suelo al año 1997, muestra una imagen estática de las coberturas, en un año determinado (1997). Los usos de suelo antrópicos restados a los Pisos de Vegetación potenciales representan la pérdida total de las coberturas de los ecosistemas al año 1997.
- Si se restan ambas superficies naturales al año 1997 y 2013 se obtiene la pérdida en los últimos 16 años, para obtener la tasa se divide esta superficie por la cantidad de años.
- Si a la superficie potencial de los Pisos de Vegetación se le restan las coberturas antropogénicas actual se obtiene la pérdida histórica, luego si a esta pérdida histórica se la divide en 264 años, se obtiene la tasa promedio histórica de pérdida.

1.6. ÁREA DE ESTUDIO

El área de análisis corresponde a una zona del país habitada por 9.153.922 personas, representando alrededor del 56% de la población total del país (INE, 2014), las regiones de Valparaíso, Metropolitana y O’Higgins. Es por ello importante identificar cuáles han sido los efectos que han tenido el crecimiento demográfico y la expansión de las actividades antrópicas como el mercado inmobiliario, forestal o agrícola sobre los ecosistemas en términos de pérdida de sus superficies.

Esto se fundamenta en la idea planteada en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005) donde se estipula que el aumento en las actividades humanas y sus efectos sobre el medio natural, expresado en la disminución del hábitat, la sobreexplotación de recursos naturales, la contaminación, o la introducción de especies exóticas, se han transformado en la mayor amenaza para la conservación de la biodiversidad a nivel global.

A continuación se describen las características fundamentales del área de estudio.



Cartografía 1: Área de estudio (Elaboración propia).

1.6.1. Caracterización físico natural

A continuación se presenta una descripción de los caracteres físico natural de mayor interés para el desarrollo del presente estudio. Se describen la geomorfología, características bioclimáticas, tipos de vegetación y el estado de conservación de la biota presente.

1.6.1.1. Geomorfología

En términos de sus estructuras geomorfológicas, a nivel de macromorfoestructuras, Börgel (1983) identifica cuatro unidades importantes que componen el área de estudio: cordillera de la costa, cordillera principal andina, depresión central y cordones transversales.

A continuación se describen de manera general las unidades geomorfológicas presentes:

Cordillera de la costa, en el área de estudio, posee alturas promedio de 700 metros sobre el nivel del mar, se encuentra compuesta de rocas principalmente graníticas de bastante antigüedad que pueden estar intercaladas con unidades metamórficas.

Depresión intermedia: esta se constituye en su mayoría por formas polifásicas de terrazas pliocuaternarias, sin embargo recibe aportes de laderas contiguas en forma de conos torrenciales, esta unidad constituye las cuencas principales de los ríos más importantes en área de estudio.

Cordillera principal andina: en el área analizada alcanza alturas promedio de 6000 metros sobre el nivel del mar, está compuesta en su mayoría por formaciones volcano-sedimentarias y pueden aparecer con diferentes niveles de plegamiento y diastrofismo, esta se encuentra ampliamente fallada en las zonas más altas. Sobre ella se localizan importantes glaciares que dan sustento a los sistemas hidrológicos aguas abajo. Respecto a distribución de glaciares la mayor proporción se encuentra en la región de Valparaíso (Catastro de Bosque Nativo CONAF-CONAMA-BIRF actualización 2013).

Cordones transversales: estos se localizan en la Región de Valparaíso y aparecen como cordones montañosos transversales de rocas cristalinas que conectan la cordillera de la costa con el macizo andino principal, su origen se vincula al ángulo de subducción de la placa de Nazca bajo la placa Sudamericana en esta zona del país.

La configuración macromorfoestructural del área de estudio está asociada al solevantamiento del bloque sudamericano, originado por el proceso de subducción de la placa de Nazca bajo la placa Sudamericana. Este proceso además ha sido el responsable de la configuración de estas 3 franjas longitudinales en el territorio nacional, lo cual Araya-Vergara (2001) ha caracterizado como un relieve marginal.

1.6.1.2. Características bioclimáticas

Los bioclimas que se encuentra en el área de estudio son variaciones del tipo Mediterráneo, en gran parte de la superficie estudiada. Abarcando la Sexta Región y la Región Metropolitana se encuentra un bioclima del tipo Mediterráneo Pluvioestacional-oceánico, este se caracteriza por poseer vegetación compuesta por matorrales espinosos, bosques espinosos, bosques esclerofilos, bosques

caducifolios de *Nothofagus macrocarpa*, *Nothofagus glauca* y *Nothofagus obliqua*, Matorrales Bajos de altitud, herbazales de altitud, en forma marginal, estepas y pastizales (Luebert & Pliscoff, 2006); el segundo Bioclima es el Mediterráneo Xérico-Oceánico, el cual se encuentra en la zona de depresión central de la Región de Valparaíso, a nivel nacional es uno de los bioclimas con menor distribución geográfica, concentra prácticamente los mismo tipos de vegetación que el Bioclima anterior, sin embargo no posee bosques Caducifolios (Luebert & Pliscoff, 2006). Este se caracteriza por un ombrotipo semiárido, mientras que los termotipos son principalmente termomediterráneo, mesomediterráneo y supramediterráneo, sin embargo también están presentes termotipos oromediterráneos y criomediterráneos (Luebert & Pliscoff, 2006). Pese a ser el bioclima más acotado dentro del área de estudio así como a nivel nacional este posee en el área los siguientes Pisos de Vegetación: 27, 32, 33, 38, 40 (para referencias a Pisos de Vegetación ver página 62).

El bioclima mediterráneo pluvioestacional ocupa la mayor proporción del área de estudio, esto es la zona sur de la quinta región, la totalidad de la Sexta Región y la Región Metropolitana. Incluye los ombrotipos seco, subhúmedo, húmedo y todos los termotipos desde el termomediterráneo hasta el criomediterráneo. En el área de estudio incluye todos los pisos identificados.

Respecto al régimen hídrico del área de estudio Luebert & Pliscoff (2006) identifican los principales comportamientos de esta variable. Se producen precipitaciones estivales ocasionales, normadas por una condición de flujo oeste intenso en el que la advección de aire húmedo costero de origen Extra tropical, penetra en el continente y asciende por la ladera andina. También se identifica la presencia de una corriente de flujo oeste débil asociado a una advección de aire húmedo desde la región trasandina que asciende por la vertiente oriental de los Andes hasta el punto de condensación localizado según Garreaud & Rutllant (1997) a una altura de entre 4000 y 4500 metros. Otras precipitaciones más prolongadas ocurren en periodos de intercalación de estos dos flujos, producidas principalmente por inestabilidades térmicas asociados a estos eventos de transición. Los datos de precipitaciones (DGA, 1989) indican que el área de estudio tiene una variabilidad que va de entre 100-600 mm a los 32° de latitud sur y los 400-900 mm a los 35° de latitud Sur. En términos del componente térmico, este tiene una clara variabilidad en términos tanto latitudinales como altitudinales, al respecto Luebert & Pliscoff (2006), la precipitación media anual es de alrededor de 14°C a los 32° de latitud Sur y de alrededor de 13° a los 35° de latitud sur.

1.6.1.3 Vegetación

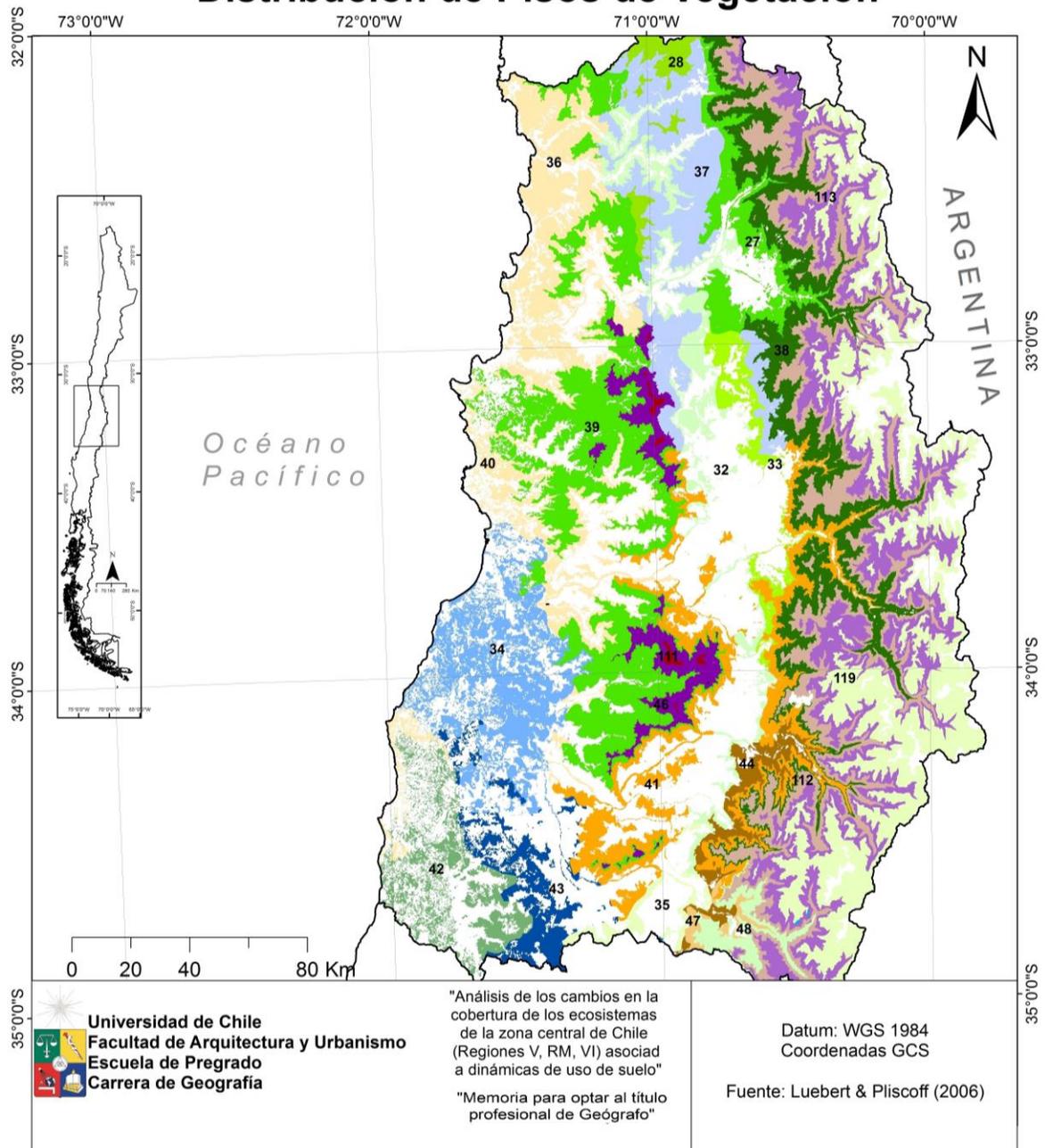
Para describir la variabilidad de la vegetación en el área de estudio se empleó la clasificación de Luebert & Pliscoff (2006), estos consideran la fisionomía de la vegetación dominante, el macrobioclima, la ubicación geográfica general y una o dos especies representativas. (Luebert & Pliscoff, 2006).

Este un piso de vegetación es delimitado identificando la relación entre formaciones vegetales y pisos bioclimáticos, lo cual indica la codependencia de ambos en términos de la fisionomía y especies dominantes y puede ser utilizado como símil a ecosistema.

En el área de estudio se pueden identificar las siguientes formaciones y Pisos de Vegetación (entre paréntesis el código del piso), según la nomenclatura de Luebert & Pliscoff (2006) (Ver Cartografía 2):

- **Matorral espinoso**
 - Matorral espinoso mediterráneo interior de *Trevoa quinquinervia* y *Colliguaja odorifera* (27)
 - Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorifera* (28)
- **Bosque espinoso**
 - Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis* (32)
 - Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33)
 - Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34)
 - Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Lithrea caustica* (35)
- **Matorral arborescente**
 - Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (36)
 - Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilens* (37)
- **Bosque esclerofilo**
 - Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Kageneckia angustifolia* y *Guindilia trinervis* (38)
 - Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39)
 - Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40)
 - Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* (41)
 - Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42)
 - Bosque esclerofilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (43)
 - Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Lithrea caustica* y *Lomatia hirsuta* (44)
- **Bosque caducifolio**
 - Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus macrocarpa* y *Ribes punctatum* (46)
 - Bosque caducifolio mediterráneo interior de *Nothofagus obliqua* y *Cryptocarya alba* (47)
 - Bosque caducifolio mediterráneo andino de *Nothofagus obliqua* y *Austrocedrus chilensis* (48)
- **Matorral bajo de altitud**
 - Matorral bajo mediterráneo costero de *Chuquiraga oppositifolia* y *Mulinum spinosum* (111)
 - Matorral bajo mediterráneo andino de *Chuquiraga oppositifolia* y *Nardophyllum lanatum* (112)
 - Matorral bajo mediterráneo andino de *Laretia acaulis* y *Berberis empetrifolia* (113)
- **Herbazal de altitud**
 - Herbazal mediterráneo de *Nastanthus spathulatus* y *Menonvillea spathulata* (119)
 - Herbazal mediterráneo andino de *O. adenophylla* y *Pozoa coriácea* (120)

Distribución de Pisos de Vegetación



Pisos de Vegetación

27, Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	42, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i>
28, Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	43, Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Peumus boldus</i>
32, Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Prosopis chilensis</i>	44, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i>
33, Bosque espinoso de mediterráneo andino <i>Acacia caven</i> y <i>Baccharis paniculata</i>	46, Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i>
34, Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> y <i>Maytenus boaria</i>	47, Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i>
35, Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Lithrea caustica</i>	48, Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i>
36, Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i>	111, Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i>
37, Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Porlieria chilens</i>	112, Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i>
38, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilia trinervis</i>	113, Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>
39, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i>	119, Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i>
40, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	120, Herbazal mediterráneo andino de <i>O. adenophylla</i> y <i>Pozoa coriacea</i>
41, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i>	

Cartografía 2: Distribución de Pisos de Vegetación en el área de estudio, la superficie blanca corresponde a las coberturas de origen antrópico al año 2013 (esta aparece en la mayoría de los mapas restantes) (Elaboración Propia).

En términos de superficie de cada uno de ellos, esta es muy variable, hay pisos ampliamente distribuidos y otros que tienen una distribución bastante restringida. Analizando la distribución de los Pisos de Vegetación se aprecia que las formaciones esclerófilas tienen una clara predominancia. El piso de vegetación que tiene la mayor distribución en el área de estudio corresponde al Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40), seguido por el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39) y en tercer lugar se ubica el Herbazal mediterráneo de *Nastanthus spathulatus* y *Menonvillea spathulata* (119) que pertenece a la formación de Herbazales de altura. Todos estos pisos poseen una distribución superior a las 400.000 hectáreas. Por otro lado se aprecia la existen Pisos de Vegetación que poseen una distribución muy restringida. Los pisos pertenecientes a la formación de Bosque caducifolio tienen una distribución muy limitada, estos se localizan en algunas zonas de gran altitud en el macizo costero de Altos de Cantillana y el Cerro La Campana, su distribución es siempre inferior a las 100.000 hectáreas. Por otro lado algunos herbazales de altitud se encuentran en zonas de mucha altura y por ello ocupan espacios bastante restringidos.

Respecto a la representatividad de la vegetación del área de estudio. Los pisos 32, 33, 34, 41, 46 y 111 se encuentran solo en el área analizada, es decir, que el total de su superficie está en las regiones de Valparaíso, Metropolitana y O’Higgins y por lo tanto son exclusivos del área analizada. Mientras tanto los pisos que poseen una representatividad inferior al 10 % son el 35, 47, 48 y 120. Teniendo una superficie muy reducida en comparación con el total de su distribución a nivel nacional.

Los datos de superficie específicos para cada piso de vegetación se detallan en el Anexo E.

1.6.2. Estado conservación de la biota

Se describe el estado de conservación de la flora y fauna presentes en el área de estudio, identificándolos según categorías de conservación de especies y determinando los principales problemas de conservación de cada grupo.

1.6.2.1. Flora

En Chile Marticorena (1990) identifica alrededor de 5.105 especies nativas, lo cual comparativamente es bastante poco, ya que si se contrasta este número con Argentina y Perú, que poseen 8.409 y 18.143 especies respectivamente, se evidencia una clara disparidad. Sin embargo la diferenciación aparece en los porcentajes de endemismos de cada uno. Según Hechenleitner *et al.* (2005) este es de 51% para Chile (2.630), 21,3% para Argentina y 30,8% para Perú. Además el mismo trabajo destaca el hecho de que más del 60% de estas especies endémicas de Chile se encuentran en la zona central.

A nivel nacional se han clasificado 556 especies bajo el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del MMA (Ministerio de Medio Ambiente), es decir, que sólo alrededor del 10% de las especies identificadas por Marticorena (1990) aparecen en esta lista. La clasificación de estas especies puede ser apreciada en la Tabla 5. Las categorías vigentes de RCE son 11: CR = En peligro crítico, DD = Datos insuficientes, EN = En Peligro, EW= Extinta en estado silvestre, EX = Extinta, FP = Fuera de Peligro,

IC = Insuficientemente Conocida, LC = Preocupación menor, NT = Casi amenazada, R = Rara, VU = Vulnerable.

Clasificación	CR	DD	EN	EW	EX	FP	IC	LC	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
N° Especies	52	3	100	1	17	3	9	65	60	11	148	81	6	556

Tabla 5: Clasificación de especies vegetales para Chile según el reglamento de clasificación de especies del Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2014).

Arroyo *et al.* (2008), señalan a la Ecorregión Mediterránea como un lugar único en términos de endemismo a nivel mundial y nacional, pues ésta posee alrededor de 2.850 especies distribuidas en 630 géneros. De estas especies más de un 50 % son endémicas de Chile y alrededor de un tercio son endémicas solo de la Ecorregión.

Las especies clasificadas para la ecorregión mediterránea según el RCE del MMA son 221 y se presentan en la Tabla 6.

Clasificación	CR	DD	EN	EW	EX	FP	IC	LC	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
N° Especies	9	2	41	0	0	3	7	45	28	8	63	12	3	221

Tabla 6: Clasificación de especies vegetales para la ecorregión mediterránea según el RCE (MMA, 2014).

En el área de estudio (V, VI y RM) el RCE clasifica 92 especies de flora bajo alguna categoría de las mencionadas anteriormente. Esto se ilustra en la Tabla 7.

Clasificación	CR	DD	EN	EW	EX	FP	IC	LC	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
N° Especies	3	0	15	0	0	0	3	21	11	2	29	7	1	92

Tabla 7: Clasificación de especies vegetales para las regiones V, VI y RM según el RCE (MMA, 2014).

La riqueza de especies de plantas vasculares decrece tanto en el extremo norte como en el extremo sur del territorio nacional (Squeo *et al.*, 2012). Esta distribución sitúa al área de estudio con una alta riqueza a nivel nacional de plantas vasculares, con un promedio de alrededor de 60 especies. En la V Región se identifican 60 especies, en la Región Metropolitana alrededor de 65 especies y en la Sexta Región el valor decrece hasta las 50 especies (Ver Gráfico 3). El mismo gráfico destaca la poca representatividad de las áreas protegidas en la conservación de este tipo de flora. El mayor número de especies por área se expresa en la zona central mientras que las áreas protegidas están en ambos extremos del territorio nacional.

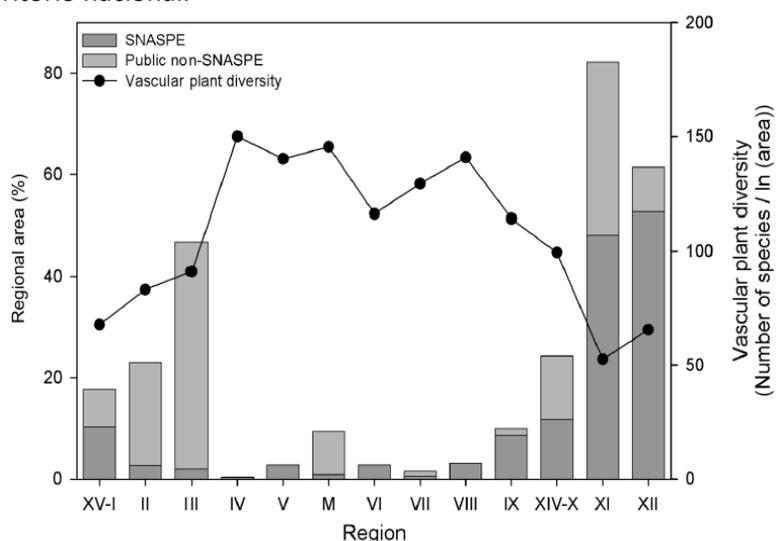


Gráfico 3: El porcentaje del área destinada del SNASPE y en las áreas protegidas públicas no pertenecientes al SNASPE (Barras). La línea muestra la riqueza de plantas vasculares según región administrativa (Squeo *et al.*, 2012).

1.6.2.2. Fauna

Para identificar las diferentes categorías de conservación y clasificar las diversas especies según su estado, en Chile a partir del año 2008 se han implementado una serie de normativas que regulan el tema de la clasificación de especies y las categorías de conservación. Estos son Decretos generados en el marco del Reglamento de Clasificación de Especies: DS N° 151 de 2007, DS N° 50 de 2008, DS N° 51 de 2008, DS N° 23 de 2009 y DS N° 33 de 2012, todos de MINSEGPRES (los cinco DS incluyen a 410 especies y/o subespecies de flora y fauna). En conjunto estos cuerpos legales componen el “RCE” o Reglamento de Clasificación de Especies” cuyos datos estadísticos se presentan a continuación.

A nivel nacional Simonetti *et al.* (1995) y CONAMA (2008), han descrito una cantidad total de 30.679 especies para el territorio nacional, sin embargo 15.726 especies descritas corresponden a invertebrados, de los cuales los insectos aportan el mayor número. El RCE ha clasificado un total de 453 especies en diferentes niveles según su estado de conservación (Ver Tabla 8).

Clasificación	CR	DD	EN	EW	EX	FP	IC	LC	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
N° Especies	28	5	97	0	1	15	80	24	21	72	85	23	2	453

Tabla 8: Clasificación de especies animales para Chile según el RCE del Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2014).

A nivel de la ecorregión mediterránea TNC (2014) destaca la importancia de la fauna argumentando, “Muchos de los animales que se encuentran en Chile mediterráneo no existen en otro lugar de la Tierra, haciéndolos extremadamente raros y dependientes de las Áreas Protegidas para sobrevivir”. Algunas especies icónicas reconocidas en el mismo artículo (TNC, 2014) El gato güiña (*Oncifelis guigna*), La yaca (*Thylamys elegans*) y La turca (*Pteroptochos megapodius megapodius*). Respecto al total de especies clasificadas para la ecorregión, el RCE del Ministerio de Medio Ambiente identifica un total de 249 especies (Ver Tabla 9).

Clasificación	CR	DD	EN	EW	EX	FP	IC	LC	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
N° Especies	6	2	45	0	0	12	47	20	13	32	60	11	1	249

Tabla 9: Clasificación de especies animales para la ecorregión mediterránea según el RCE del Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2014).

En términos de la cantidad total de fauna clasificada bajo el RCE del MMA, el área de estudio cuenta con 162 especies descritas (Ver Tabla 10).

AE	CR	DD	EN	EW	EX	FP	IC	LC	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
	4	0	29	0	0	7	35	10	8	22	44	3	0	162

Tabla 10: Clasificación de especies animales para las regiones V, VI y RM según el RCE del Ministerio de Medio Ambiente. (MMA, 2014)

Para el caso de los mamíferos, el área de estudio está bajo la media nacional de riqueza total de 25 especies, ya que solo posee 23 especies nativas según CONAMA (2008).

Esta situación cambia cuando se analiza la avifauna terrestre del área de estudio, la cual en base al mismo estudio (CONAMA, 2008) se perfila como una de las zonas con mayor riqueza a nivel nacional, (Ver Gráfico 4), es claro que la curva alcanza mayor magnitud en la zona correspondiente a la ecorregión mediterránea, con valores superiores a las 80 especies.

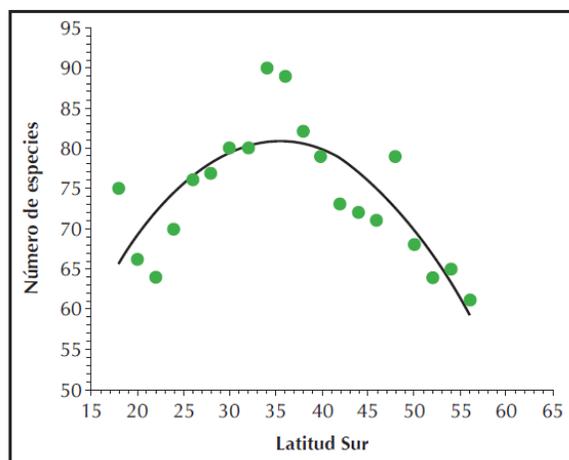


Gráfico 4: Número de especies de avifauna terrestre por cuadrícula de 2° de lado, en función del gradiente latitudinal (CONAMA, 2008).

Es preciso evaluar a partir de la cantidad de familias y géneros endémicos, cuantas especies presentan problemas de conservación en el área de estudio. Bajo una revisión de los datos proporcionados por el Ministerio de Medio Ambiente en su Base de datos unificada de especies amenazadas, se pueden cuantificar alrededor de 100 especies con problemas de conservación (MMA, 2014), sin embargo a nivel nacional Benoit (1989) en su “Libro Rojo de la Flora Terrestre Chile” y Walter & Gillett (1998) con la primera evaluación UICN de especies, identifican una cantidad mayor de especies con problemas de conservación, estas se muestran en la Tabla 11.

Referencia	Ex/E	E	V	R	Total
Benoit (1989)	2	50	176	105	333
Walter & Gillett (1998)	7	102	107	107	323

Tabla 11: Número de especies de plantas chilenas en las listas descritas (Hechenleitner *et al.*, 2005)

En el área de estudio, existe un total de 178 especies descritas en el RCE con algún problema de conservación, de las cuales 110 corresponden a fauna y 68 a flora. Si se compara con la cantidad de especies totales clasificadas para el área, la flora posee un 74% del total de especies descritas bajo alguna categoría de riesgo, mientras que del total de especies de fauna clasificadas en el RCE, 67% se encuentran insertas en alguna categoría de riesgo (Ver Tabla 12).

Clasificación	CR	EN	NT	R	VU	EN-R	VU-R	Total
Fauna	4	29	8	22	44	3	0	110
Flora	3	15	11	2	29	7	1	68

Tabla 12: Número de especies con problemas de conservación en el área de estudio (incluida la fauna marina) (MMA, 2014)

1.6.2.3. Protección y representatividad de la vegetación en la protección actual

Se analizan las áreas protegidas presente en el área de estudio, identificando la presencia de diferentes modalidades de protección, como Parques Nacionales, Reservas Nacionales y Monumentos naturales, así como la presencia de Áreas Protegidas Privadas. También se analiza la representatividad de dichas áreas de protección respecto de los ecosistemas presentes en cada una de ellas.

El área de estudio posee múltiples modalidades de protección. El SNASPE (Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado) posee 8 áreas protegidas en las tres regiones analizadas (Ver Cartografía 3) estas se presentan a continuación (para referencia a Pisos de Vegetación ver página 62):

- **Región de Valparaíso:**
 - Parque Nacional La Campana: localizado en las comunas de Quillota y Olmué, funciona desde 1985 bajo el decreto N° 228, en su interior se encuentran los Pisos de Vegetación 29 (3008,8 Ha), 40 (2619,9 Ha), 46 (2130,4 Ha) y 111 (95,7 Ha).
 - Reserva Nacional Rio Blanco: Localizada en la comuna de Los Andes, es el área protegida más antigua del área de estudio, declarada Reserva Nacional el 10 de mayo del año 1932, en su interior se desarrollan los Pisos de Vegetación 27 (75,1 Ha), 38 (1974 Ha), 112 (1665,5 Ha), 113 (656,5 Ha) y 119 (125,4 Ha).
 - Reserva Nacional Lago Peñuelas: Localizado en la comuna de Valparaíso declarada Reserva Nacional bajo el Decreto Supremo N° 859 del año 1952, en su superficie solo se encuentra un piso de vegetación el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (Piso 39) posee una superficie de 9072,5 Hectáreas.
 - Reserva Nacional El Yali: está dentro de la comuna de Santo Domingo, fue declarada Reserva Nacional en mayo de 1996 por el Decreto Supremo N° 41. Toda su superficie conserva el Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (Piso 34), posee una superficie de 518 hectáreas.
- **Región Metropolitana:**
 - Monumento Natural el Morado: Localizado en la comuna de San José de Maipo, declarado Monumento Natural bajo el Decreto N° 162 el día 19 de julio de 1974. En su interior se encuentran representados los Pisos 112 (849,2 Ha), 113 (1164,5 Ha) y 119 (530 Ha).
 - Reserva Nacional Rio Clarillo: Localizada en la comuna de Pirque, declarada Reserva Nacional bajo el Decreto supremo N° 19 el año 1989. En su interior se encuentran los Pisos de Vegetación 33 (37,5 Ha), 38 (6729 Ha), 41 (2989,2 Ha), 112 (2978,9 Ha) y 113 (316,2 Ha).
 - Reserva Nacional Roblerías del Cobre de Loncha: ubicada en la comuna de Alhué declarada Reserva nacional por el Decreto Supremo N° 186 el 25 de julio de 1996. Este posee los Pisos de Vegetación 39 (3005,8 Ha), 46 (2883 Ha) y 111 (35,9 Ha).
- **Región del Libertador General Bernardo O’Higgins:**
 - Reserva Nacional Los Cipreses: se encuentra en la comuna de Machalí fue declarada Reserva por el Decreto Supremo N°127 el 17 de octubre del año 1985, en su interior se encuentran los Pisos de Vegetación 38 (2142,5Há), 41 (1633,2 Ha), 44 (572,74 Ha), 112 (8432,3 Ha), 113 (9548,3 Ha) 119 (14502,7Ha).
 - Parque Nacional Palmas de Cocalan: en la Comuna de las Cabras, declarada Parque Nacional el 11 de enero de 1989, por el Decreto N°26, en su interior están representados los Pisos de Vegetación 39 (1919,4 Ha) y 46 (92,2 Ha).

Además en el área de estudio se encuentran 32 predios correspondientes a Áreas Protegidas Privadas las que forman parte de la Red de Áreas Protegidas Privadas de Chile. (Ver Tabla 13), las cuales también aportan superficie destinada a la conservación de la biota.

Región	Numero	Superficie (ha)
Región de Valparaíso	13	21.572
Región Metropolitana	14	54.814
Región del Libertador General Bernardo O'Higgins	5	21.024
TOTAL	32	97.410

Tabla 13: Áreas Protegidas Privadas de la zona de estudio (Fundación Senda Darwin en colaboración con ASÍ Conserva Chile A.G., para Proyecto GEF SNAP, junio 2013)

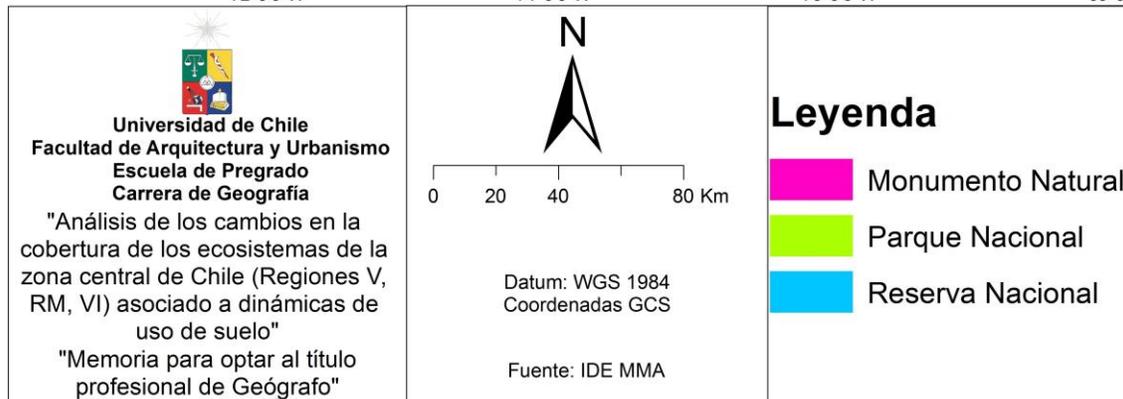
Respecto al papel de las áreas protegidas en la conservación de los ecosistemas en el área de estudio Pliscoff & Fuentes-Castillo (2008), presentan un estudio categórico sobre la representatividad del SNASPE. Exponiendo que 85 de los 127 ecosistemas terrestres presentan menos del 10% se su superficie remanente bajo protección, 42 presentan menos del 1% y 30 no estas presentes en sistema. En cuanto la distribución de las áreas protegidas a nivel nacional, estas en su mayoría se encuentran en la zona más austral de Chile, con grandes superficies protegidas en la regiones de Aysén y Magallanes, mientras que la zona central, que como se ha demostrado antes pese a su prioridad para la conservación posee una escasa representación.

Esto se corrobora en el área de estudio de los 23 Pisos de Vegetación presentes, solo 13 poseen superficie en las Áreas Protegidas del SNASPE, sin embargo su representatividad aún sigue siendo baja en términos de porcentaje (Ver Tabla 14). Por otro lado los pisos 28, 32, 35, 36, 37, 42, 43, 47, 48, y 120 no poseen superficie representada.

Piso de Vegetación	Superficie dentro del SNASPE	Porcentaje
Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	75,08	0,04%
Bosque espinoso de mediterráneo andino <i>Acacia caven</i> y <i>Baccharis paniculata</i>	37,53	0,04%
Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> y <i>Maytenus boaria</i>	517,83	0,15%
Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilia trinervis</i>	11065,36	2,54%
Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i>	17006,40	3,50%
Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	2619,93	0,51%
Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i>	4622,45	1,20%
Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i>	572,74	0,33%
Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i>	5105,56	5,84%
Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i>	131,62	2,30%
Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i>	13924,88	3,43%
Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>	11685,55	1,29%
Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i>	15158,00	3,02%

Tabla 14: Representatividad de SNASPE respecto a los Pisos de Vegetación considerados en su interior. (Elaboración Propia en base a Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2008).

Modalidades de Protección en el Área de Estudio



Cartografía 3: Modalidades de protección presentes en el área e estudio pertenecientes al SNASPE (Elaboración propia en base a IDE MMA).

1.6.3. Usos de suelo

El Gráfico 5 ilustra la distribución de los usos de suelo según el último monitoreo del Catastro de Bosque Nativo de la CONAF-CONAMA-BIRF, correspondiente al año 2013. En él se puede observar un claro predominio de las áreas Boscosas con un 32%, seguida de las praderas y matorrales con un 27% de la cobertura total. Ahora si se desglosan estas dos categorías aparece una variabilidad mayor, ya que en la categoría de Bosques se encuentran tanto plantaciones Forestales como bosques nativos. Esto es un claro error en la clasificación, ya que el bosque nativo y las plantaciones debiesen ser agrupados en categorías diferentes.

Las plantaciones forestales se sitúan en las zonas costeras y representan el 5% del total, es decir, alrededor de 225.000 hectáreas. En el caso de los terrenos agrícolas, estos se concentran en las depresiones o fondos de valle, el porcentaje total es este tipo de uso de suelo es de 16,7 % con casi 800.000 hectáreas de superficie (Ver Tabla 15), estas se encuentran concentradas en su mayoría en la Región Metropolitana y en la Sexta Región. Las áreas urbanas concentran un 5% de la superficie total con 226969 hectáreas.

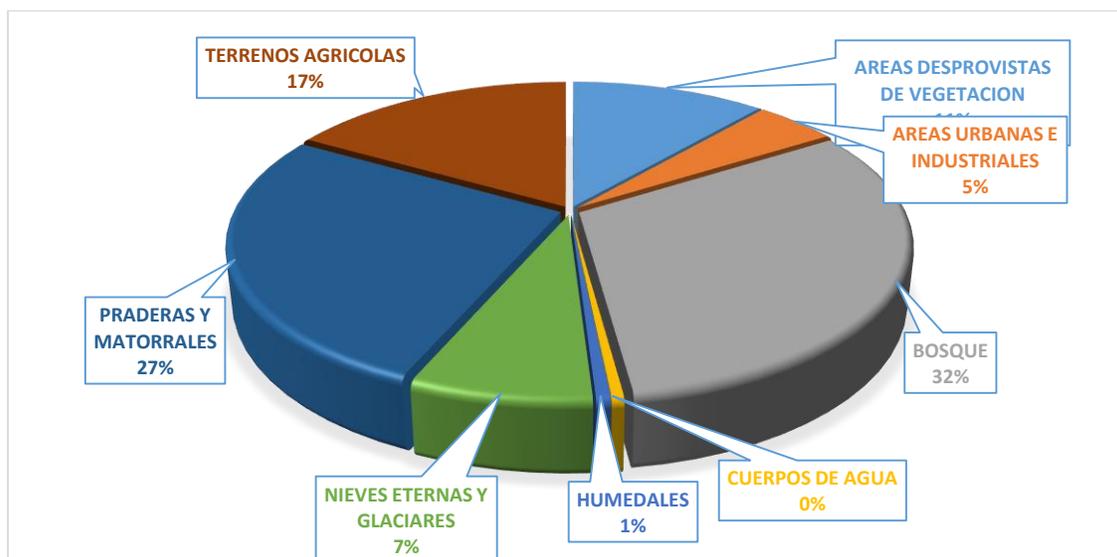
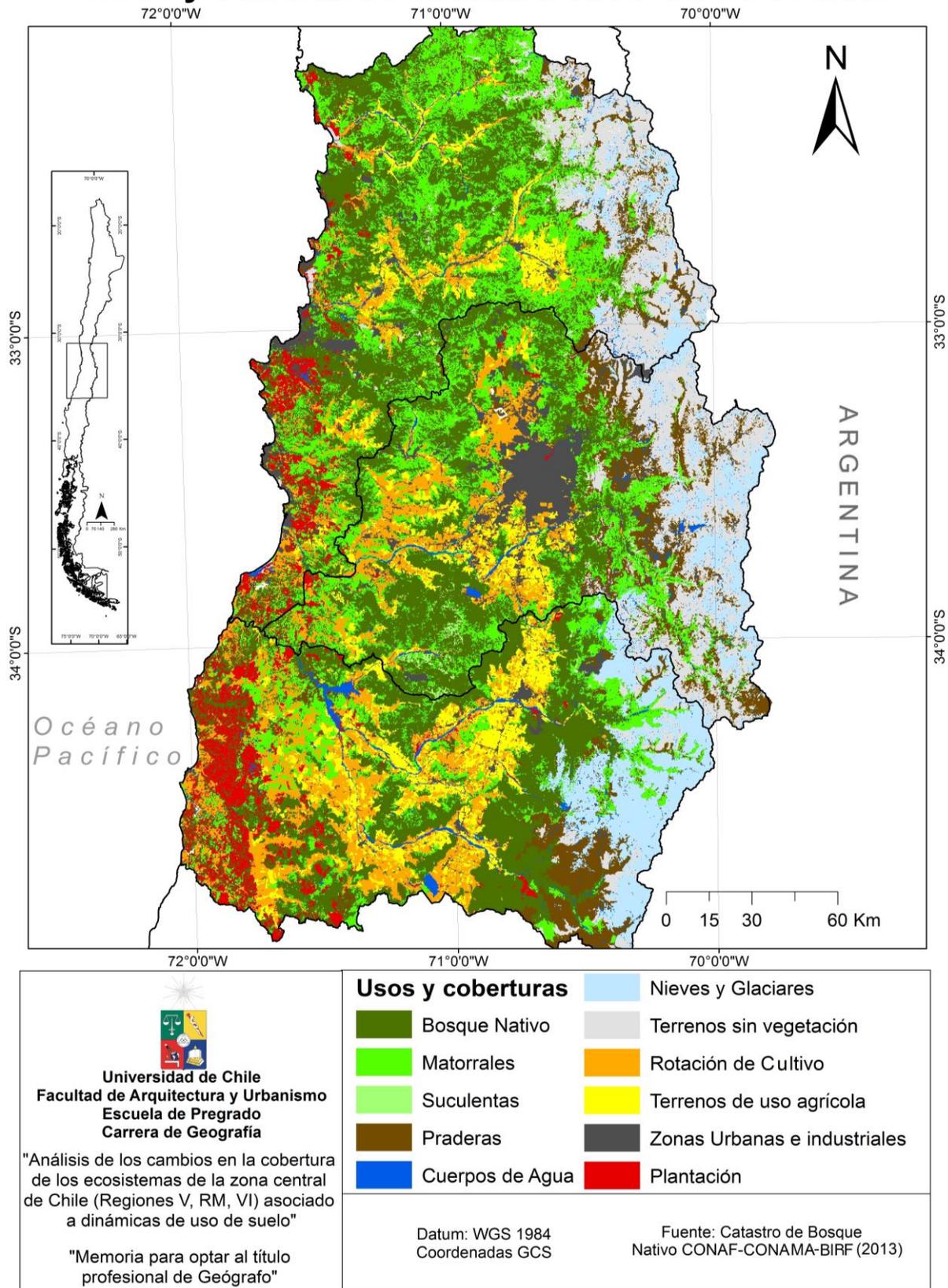


Gráfico 5: Distribución de los Usos de suelo para el área de estudio. (Elaboración propia en base al Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF, actualización 2013).

USO	Área (hectáreas)	Porcentaje de cobertura
AREAS DESPROVISTAS DE VEGETACION	541165,27	11,3%
AREAS URBANAS E INDUSTRIALES	226969,24	4,8%
BOSQUE	1517343,536	31,8%
CUERPOS DE AGUA	24333,02	0,5%
HUMEDALES	28993,92	0,6%
NIEVES ETERNAS Y GLACIARES	359024,29	7,5%
PRADERAS Y MATORRALES	1275687,658	26,7%
TERRENOS AGRICOLAS	799315,57	16,7%
Total	4772832,50	100,0%

Tabla 15: Superficie de los diferentes usos y coberturas de suelo, según el Catastro de recursos Vegetacionales de CONAF-CONAMA-BIRF (2013).

Usos y coberturas actuales del área de estudio



Cartografía 4: Mapa de usos y coberturas de suelo (Elaboración propia en Base a Catastro de Bosque Nativo 2013).

2. CAPÍTULO II: PRESENTACIÓN DE RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

2.1. ANÁLISIS DE LAS PÉRDIDAS EN LAS COBERTURAS DE LOS ECOSISTEMAS POR CAMBIO DE USOS Y COBERTURAS DE SUELO

A continuación se presentan los resultados obtenidos para el análisis de las pérdidas de superficie en las coberturas de los ecosistemas del área de estudio, ocasionadas por dinámicas de cambio en los usos y cobertura de suelo siguiendo las dos herramientas escogidas, siendo el primero el Catastro de Bosque Nativo del área de estudio entre 1997-2013 y los datos Terra-i entre 2004-2014.

2.1.1. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de uso entre 1997-2013

Las pérdidas experimentadas por las coberturas de los ecosistemas identificadas en el periodo 1997-2013 representan un total de 216.866,3 hectáreas, de las cuales 65.353 hectáreas fueron ocasionadas por la expansión de plantaciones forestales de especies exóticas como *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* representado con un 30,1% del total. Luego se encuentran las superficies de rotación de cultivos con 64.000,7 hectáreas, con un 29,8% del total, seguida por los terrenos de uso agrícola con 53.669,1 hectáreas, correspondientes al 24,8% y en último lugar se encuentran las Zonas urbanas o industriales con 33.243 hectáreas, es decir, un 15,3% de las pérdidas en las coberturas naturales (Ver Gráfico 6).

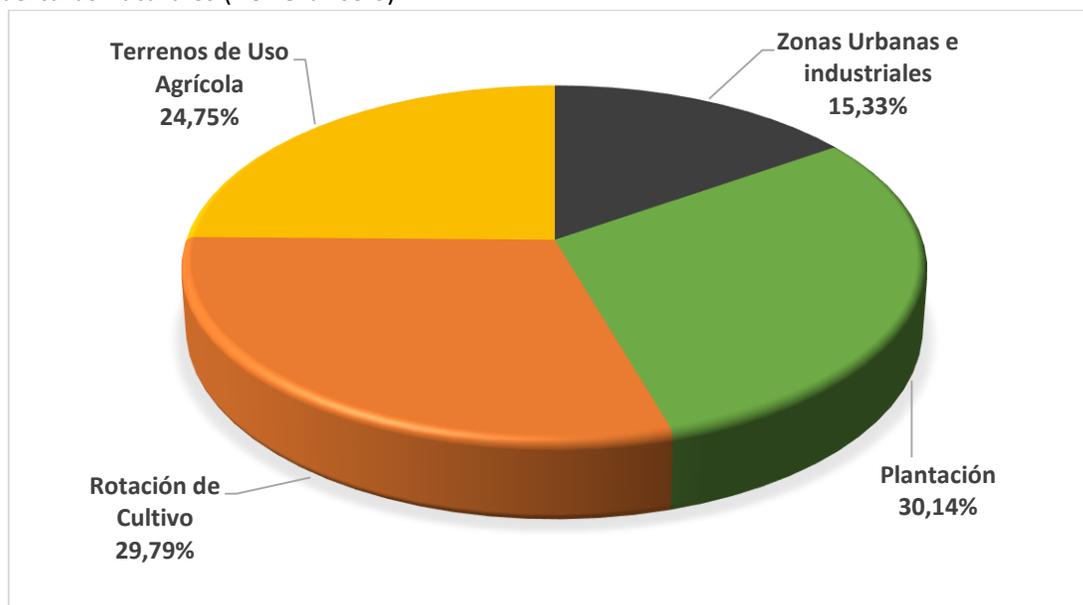


Gráfico 6: Distribución de las pérdidas en las coberturas naturales según los usos de suelo entre el año 1997 y 2013 (Elaboración propia).

La distribución de las pérdidas no es azarosa, esto se comprueba al analizar la distribución según en los piso de vegetación (Ver Gráfico 7), donde queda en evidencia como las coberturas de los ecosistemas del Bosque esclerofilo costeros de la Región de O'Higgins han sido el lugar de expansión del mayor porcentaje de plantaciones forestales en el área de estudio. De igual manera los ecosistemas costeros de la Región de Valparaíso, también fueron sometidos a una gran presión fruto de la expansión de la actividad forestal. La predominancia de las coberturas de rotación de cultivos se desarrolló principalmente más hacia el interior de la cordillera de la costa, ocupando una franja posterior más alejada de la línea de litoral que las plantaciones forestales de Pino y Eucaliptus. El

mayor desarrollo de estas superficies se dio en la Sexta Región de O’Higgins y en la provincia de Melipilla en la Región Metropolitana. Los terrenos agrícolas han tenido una expansión marcada hacia las laderas de vegetación natural en los valles de los principales ríos del área de estudio, desarrollándose con mayor extensión en la Región Metropolitana y específicamente en la provincia de Melipilla, también se han propagado en las provincias de Quillota y San Felipe de Aconcagua en la Región de Valparaíso.

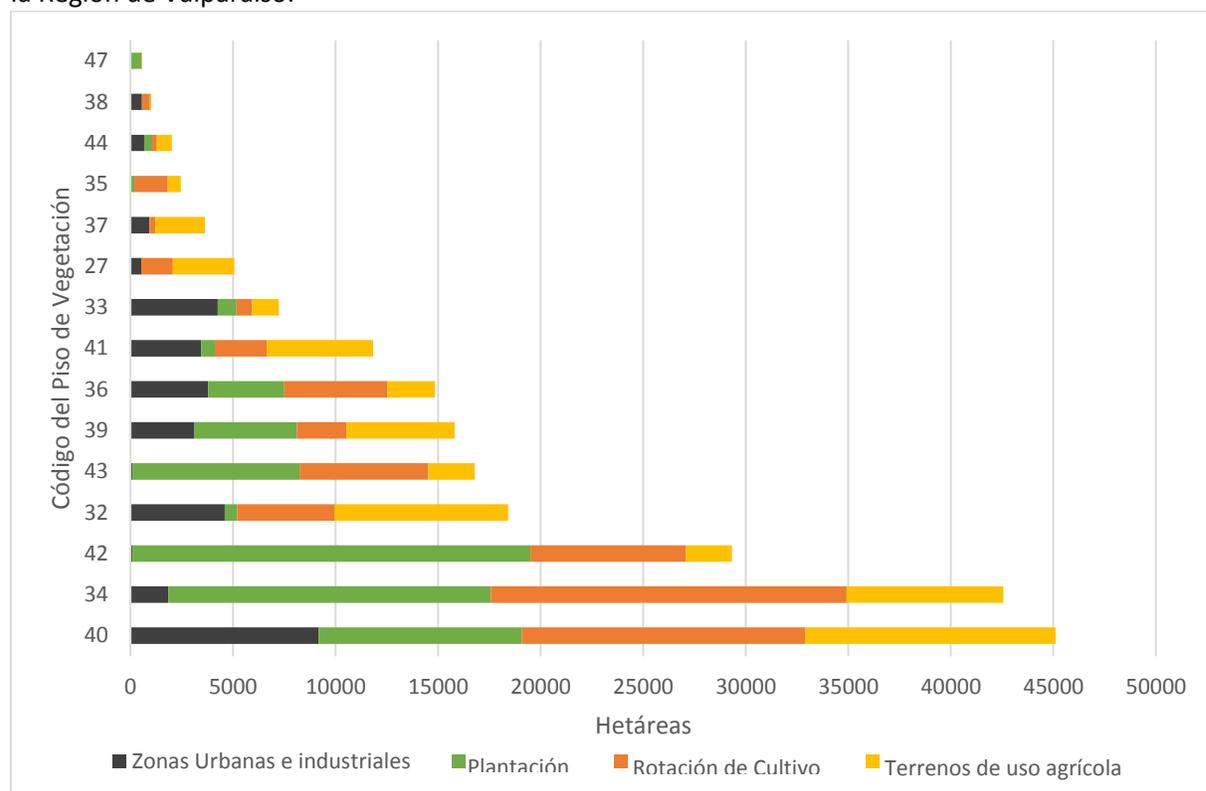


Gráfico 7: Pérdidas acumuladas asociadas a cambio de uso de suelo por piso de vegetación, clasificadas según origen de la pérdida (Elaboración propia).

El ecosistema que ha experimentado las mayores reducciones producto del de la pérdida de su cobertura hacia una cobertura antropogénica en el periodo analizado es el Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Crptocarya alba* (40), con pérdidas producidas principalmente por crecimiento de las fronteras agrícolas y la rotación de cultivo, sin embargo las plantaciones forestales son la principal causa de pérdida en la fracción de este ecosistema localizada en la Sexta Región, y zonas de crecimiento urbano en la zona del litoral central de la Región de Valparaíso, con crecimientos en los bordes de la ciudad de Valparaíso y Viña del Mar, su pérdida total es de 45.097 hectáreas. Luego se encuentra el Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34), con una pérdida total acumulada de 42.551 hectáreas, en términos de proporcionalidad estas pérdidas están distribuidas entre usos de suelo de Plantaciones de especies exóticas y rotación de cultivo, mucho menores son los aportes de los terrenos agrícolas y las zonas urbanas. En tercer lugar está el Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) con 29.322,1 hectáreas de pérdida entre 1997 y 2013, en este piso de vegetación particular existe un claro predominio de las dinámicas de pérdida ocasionadas por plantaciones forestales, esto se debe a su localización en la zona costera de la Región de O’Higgins, la cual es la más afectada por la actividad. Detrás tenemos los Pisos de Vegetación 32, 33, 36, 39, 41

y 43 con rangos de pérdida mucho menores a los tres ecosistemas descritos anteriormente. Las pérdidas de estos fluctúan entre las 18.000 y las 11.000 hectáreas. Existen Pisos de Vegetación que no han experimentado pérdidas producidas por cambio de uso de suelo en los últimos 16 años, este es el caso del Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorifera* (28), los matorrales bajos de altitud (piso 111) y los Herbazales de altitud (pisos 119 y 120). De la misma forma, existentes ecosistemas que han tenido pérdida prácticamente despreciables, menores a 140 hectáreas entre los que se cuentan los pisos 112 (136,1 hectáreas), 48 (109,1 hectáreas), 113 (44,9 hectáreas) y 46 (6,4 hectáreas).

La distribución de las pérdidas puede ser apreciada en la Cartografía 5, la cual evidencia visiblemente la existencia de ciertas concentraciones, en determinados lugares del área de estudio.

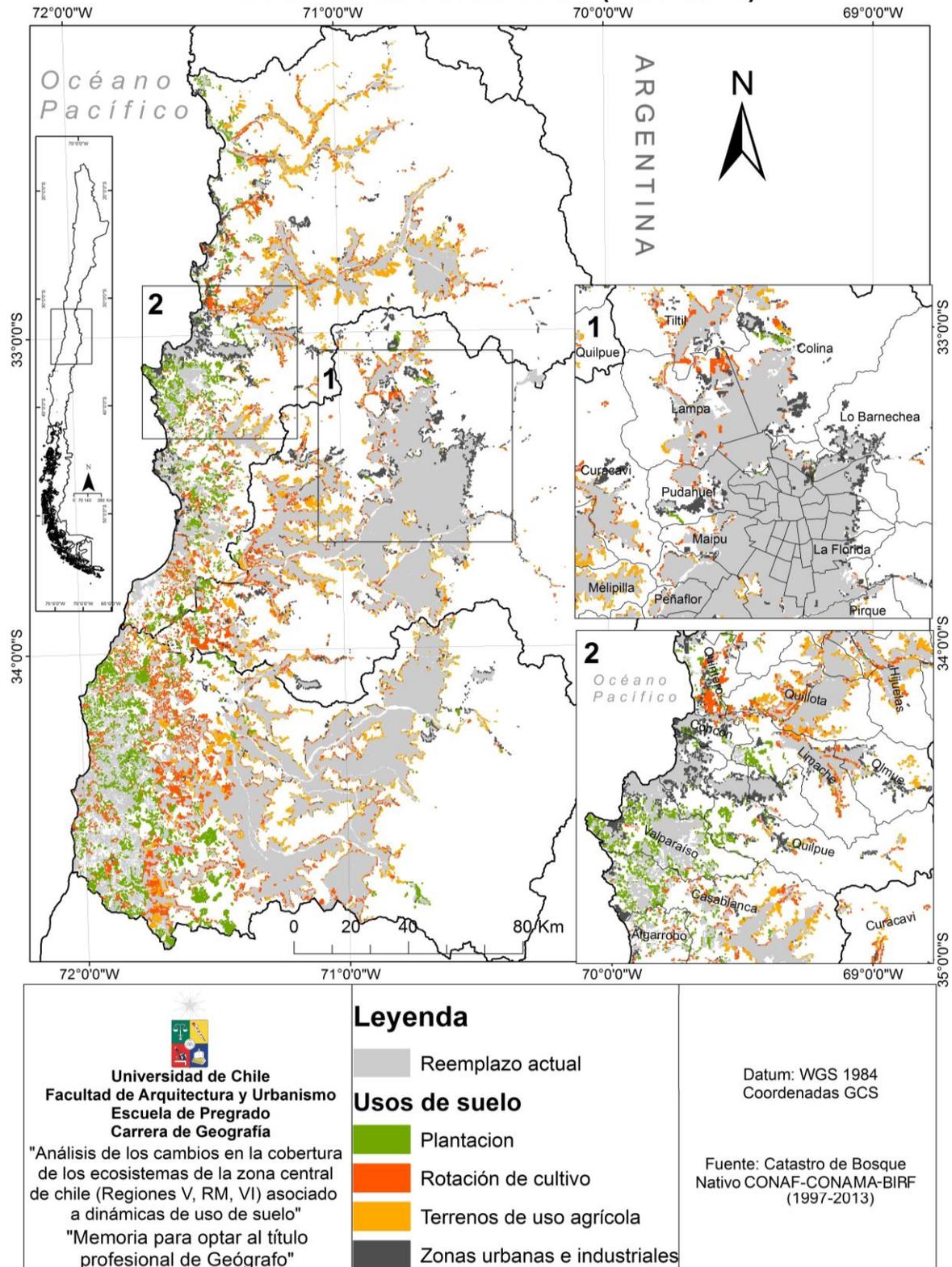
Respecto a las pérdidas por plantaciones forestales a nivel general, estas se localizaron en la zona costera del área de estudio, algunos lugares particulares son destacados por la dimensión de sus pérdidas. En las provincias de Cardenal Caro y Colchagua en la Sexta Región se encuentran 38.893,1 hectáreas de coberturas naturales asociada a plantaciones forestales de especies exóticas, representando cerca de un 60% del total de este tipo de pérdidas en el área de estudio. En la provincia de Cardenal Caro, y específicamente en la comuna de Litueche se expandieron grandes plantaciones forestales con una superficie total de alrededor de 8.000 hectáreas, que aumentaron a expensas del Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42), estas tienden a densificarse a unos 5 kilómetros al sur del pueblo de Ranquilco. Más al sur en la Provincia de Colchagua se encuentran dos grandes focos de expansión de plantaciones localizadas a unos 16 kilómetros al sur de del pueblo de Los Maitenes, concentrando alrededor de 7.200 hectáreas de coberturas perdidas a causa de la expansión de plantaciones cercanas al límite con la Séptima región del Maule. La causa del incremento en esta región se asocia con el auge del fomento a la producción forestal otorgado por el decreto 701, que con respecto al tipo de propietario, beneficia a los pequeños y medianos productores, los cuales poseían el 91% de la superficie plantada al año 2008 (INNOVA CHILE–INFOR, 2008).

El resto de las plantaciones en el área de estudio sigue un patrón más disperso, en la Región de Valparaíso estas ocupan zonas costeras y son principalmente expansiones en los bordes de plantaciones ya establecidas al año 1997.

En la Región Metropolitana se encuentra solo el 6,7% del total de pérdidas por plantaciones forestales en los últimos 16 años (4.384,7 hectáreas), por lo cual no es una actividad que tenga mucha importancia o efecto sobre los ecosistemas de la zona, destacan algunas formas de forestación implementadas por la actividad minera en la comuna de Colina ubicada en el nororiente de la región, con la mina Los Bronces de Anglo American Sur S.A. que incluye un relave y una planta de chancado (SERNAGEOMIN, 2012). Esta empresa ha plantado 350 hectáreas de Eucaliptus en zonas de Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33).

En términos generales, los ecosistemas que experimentaron las mayores pérdidas producidas por plantaciones exóticas corresponden al Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) con 19.394,1 hectáreas de pérdida por este uso y Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) con 15.728,5 hectáreas de cobertura perdidas.

Pérdidas en las coberturas de los ecosistemas asociadas a cambio de uso de suelo (1997-2013)



Cartografía 5: Pérdida en la cobertura de los ecosistemas asociada a un cambio de uso de suelo entre 1997 y 2013, en el área de estudio (Elaboración propia).

Respecto a las superficies de rotación de cultivos y terrenos de uso agrícola, es posible apreciar un patrón de localización similar al de las plantaciones forestales, presentándose la mayor concentración de superficies perdidas de las coberturas naturales por este tipo de uso de suelo en la Sexta Región de O'Higgins, agrupando una considerable superficie en las provincias de Cardenal Caro y Cachapoal. La localización de estas superficies se da más hacia el interior de la cordillera de la costa, las mayores superficies se encuentran en las comunas de Lolol y Marchihue con 5.951,5 (4.765,6 hectáreas de terrenos de rotación de cultivo y 1.815,9 hectáreas de terrenos de uso agrícola) y 5.907,6 (3.946,1 hectáreas de terrenos de rotación de cultivo y 1961,5 hectáreas de terrenos de uso agrícola) hectáreas respectivamente. En la Región de Valparaíso el mayor crecimiento de superficies de uso agrícola y rotación de cultivo hacia superficies naturales se ha dado en las zonas de laderas contiguas al Río Aconcagua, con 7.191,5 hectáreas de pérdida por crecimiento de las fronteras agrícolas en la cuenca principal del Río, la causa primordial es la intensificación de los monocultivos de paltos (Soto *et al.*, 2011), a su vez los terrenos de rotación de cultivo han significado una pérdida de las coberturas naturales de 3.932,1 hectáreas, en la misma cuenca.

En la Región Metropolitana las mayores pérdidas por cambio de uso hacia superficies de rotación de cultivo y terrenos agrícolas se han concentrado ampliamente en la comuna de San Pedro de Melipilla, donde la transformación hacia este tipo de usos, representó en términos porcentuales el 33,6% de las pérdidas por uso de rotación de cultivos y un 14% de las pérdidas por expansión de terrenos de uso agrícola, del total regional, o en términos de superficie 5.798 hectáreas por terrenos de rotación de cultivos y 1858,9 hectáreas de terrenos de uso agrícola. Esta gran expansión de terrenos con vocaciones agrarias se justifica en la creciente influencia de actividad agroindustrial en la comuna, la cual en los últimos 16 años ha transformado el 14,2% del total de coberturas naturales de la comuna hacia superficies antrópicas, constituidas por cultivos de viñedos, frambuesas, frutillas y paltos a manos de grandes grupos económicos (Fuenzalida, 2008).

Otra comuna que experimentó una notoria pérdida de sus coberturas naturales en los últimos 16 años es María Pinto, también localizada en la provincia de Melipilla a unos 40 kilómetros al poniente de Santiago centro, con pérdidas cuantificadas en 2.804,4 hectáreas por expansión de terrenos agrícolas y 1.269,1 hectáreas por terrenos de rotación de cultivos. Estas superficies han sido producidas por el crecimiento de cultivos de cereales, plantas forrajeras y hortalizas, motivadas por la reciente llegada de empresarios agrícola-ganaderos a la comuna (I. Municipalidad de María Pinto, 2011). Es también la comuna que posee la mayor proporción de pérdidas respecto al total de sus coberturas naturales, perdiendo el 18,5% de éstas en los últimos 16 años.

Los ecosistemas que perdieron más cobertura producto de estos usos de suelo (Rotación de cultivos y agrícolas) son el Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40) con 26.018,6 hectáreas, el Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) con 24.980,9 hectáreas y el Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis* (32) con 13.206,2 hectáreas.

Respecto a las pérdidas de coberturas naturales producto de la expansión urbana e industrial se han cuantificado 33.239 hectáreas, lo que representa un 15,33% del total de pérdidas cuantificadas en el área y periodo de estudio. En términos de la distribución, las regiones que registraron las mayores pérdidas de coberturas naturales producto de la expansión de estos usos fueron la Región Metropolitana (47,7% de las pérdidas producidas por este uso de suelo) y la Región de Valparaíso

(42,7% de las pérdidas), con 15.861,4 hectáreas y 14.205,2 hectáreas respectivamente. Muy por debajo de estas se encuentra la Región de O’Higgins con solo 3.172,4 hectáreas de pérdidas por expansión urbana e industrial, representando solo un 9,6 % de las pérdidas en esta categoría.

En la Región Metropolitana las provincias que encabezan la expansión urbana e industrial hacia a expensas de coberturas naturales son Chacabuco con 4.740,8 hectáreas, Melipilla 4.699,8 hectáreas, Santiago 4.447,9 hectáreas. En contraste, muy por debajo de las anteriores se encuentran las provincias de Cordillera con 987,7 hectáreas, Maipo con 612,7 y Talagante con 372,6. Las comunas con mayores pérdidas por uso urbano o industrial en la Región Metropolitana son Colina con 2.136,2 hectáreas, Curacaví con 1.830,1 hectáreas y Til-til con 1.691,21. La razón del crecimiento en estas comunas es expresada por dos dinámicas diferentes de cambio de uso de suelo, en primer lugar está el crecimiento de la superficie urbana posibilitada por la creación de las ZODUC (Zonas de Desarrollo Urbano Condicionado) y las AUDP (Áreas Urbanas de Desarrollo Prioritario), zonas que generan crecimiento de los usos urbanos mediante la creación de proyectos inmobiliarios, este es el caso de las comunas de la provincia de Cordillera y la comuna de Curacaví (Poduje, 2006. Saud, 2007). Por otro lado está el incremento de la superficie industrial asociado a la actividad minera, en las comunas de Til-til y Colina, con el crecimiento de mineras como Anglo American Sur S.A en Colina y con el crecimiento acelerado de la minería en Til-til, en el sector de Cerro El Roble con 62 faenas mineras, de las cuales 40 funcionan de manera irregular (SERNAGEOMIN, 2012). En la Región de Valparaíso se ha desarrollado una gran expansión de superficies urbanas e industriales avanzando hacia coberturas naturales, es en esta región que se encuentra la Provincia con mayores pérdidas originadas por esta tipo de transformación en el área de estudio, esta es la Provincia de Valparaíso la cual perdió 6.957,9 hectáreas a causa de este proceso de expansión. La ciudad de Valparaíso ha experimentado un crecimiento de 1.765 hectáreas, expandiéndose hacia el sector de Placilla a unos 9 kilómetros del centro de la ciudad. Las comunas de Viña del mar y Con-con también han experimentado una gran pérdida de sus coberturas naturales producto de la creciente demanda inmobiliaria (Álvarez *et al.*, 2009); Viña del Mar presenta una pérdida de sus coberturas naturales de 1.374,3 hectáreas y Con-con 719,3 hectáreas. La comuna de Quilpué también ha experimentado bastantes pérdidas de coberturas naturales por usos de suelo principalmente urbanos con alrededor de 1.279 hectáreas de pérdida. Los ecosistemas que presentaron mayor disminución en sus coberturas asociada a usos de suelo urbanos e industriales son el Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40) con 9.172,5 hectáreas perdidas, Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis* (34) con 4.585,2 y Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33) con 4.234 hectáreas.

2.1.2. Pérdidas de coberturas naturales por cambio de uso entre 2004-2014

El cambio de uso para este periodo de análisis fue obtenido mediante el procesamiento de los datos Terra-i, calibrados con la información de los Catastros de Bosque Nativo del año 1997 y 2013.

La pérdida de coberturas naturales originadas por expansión de uso de suelo antrópicos detectada por Terra-i es de 3.107,4 hectáreas, de las cuales 1.786,37 hectáreas corresponden a plantaciones forestales exóticas, 552,5 hectáreas a terrenos de rotación de cultivos, 429,7 hectáreas se asocian a terrenos de uso agrícola y 338,8 hectáreas por expansión de zonas urbanas e industriales. La distribución de las pérdidas posee un patrón bastante claro a nivel general, las pérdidas acumuladas

detectadas en esta categoría fueron en su mayoría por causa del cambio desde superficies naturales hacia usos de suelo de plantación forestal exótica, con un 58% de la superficie total perdida durante el periodo de análisis. (Ver Gráfico 8).

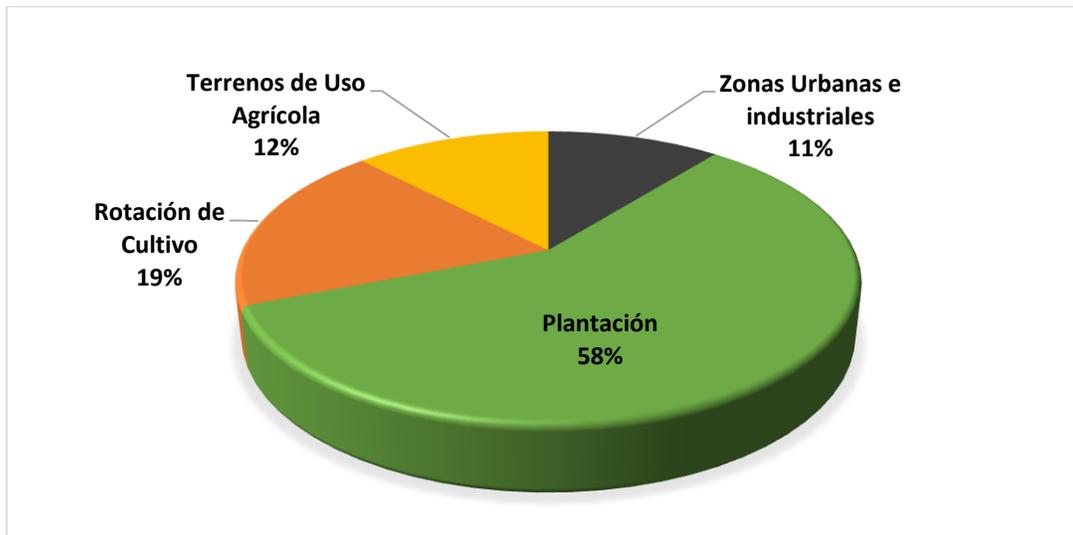


Gráfico 8: Pírdidas por cambio de uso de suelo detectadas por Terra-i entre 2004 y 2014. (Elaboración propia)

En el Gráfico 9 se presenta la pérdida total acumulada detectada por concepto de expansión de uso de suelo para cada uno de los Pisos de Vegetación del área de estudio. Los Pisos de Vegetación que no aparecen en la lista (en el Gráfico 9) no tuvieron pérdidas detectadas en sus coberturas producidas a causa de un cambio de uso de suelo, estos son el Herbazal mediterráneo de *Nastanthus spathulatus* y *Menonvillea spathulata* (119), Matorral bajo mediterráneo costero de *Chuquiraga oppositifolia* y *Mulinum spinosum* (111), Herbazal mediterráneo andino de *O. adenophylla* y *Pozoa coriácea* (120), Matorral bajo mediterráneo andino de *Chuquiraga oppositifolia* y *Nardophyllum lanatum* (112), Matorral bajo mediterráneo andino de *Laretia acaulis* y *Berberis empetrifolia* (113), Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorífera* (28) y Bosque caducifolio mediterráneo interior de *Nothofagus obliqua* y *Cryptocarya alba* (47).

Por otro lado, ciertos Pisos de Vegetación concentran una cantidad importante de pérdida a causa del cambio de uso de suelo, los pisos ordenados en forma descendente según la pérdida corresponden al Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40), Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39), Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) y Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42). Las pérdidas detectadas en estos pisos, representan un 80,4% de las pérdidas totales en esta categoría, por lo cual la pérdida de los pisos restantes es prácticamente despreciables (Ver Anexo B).

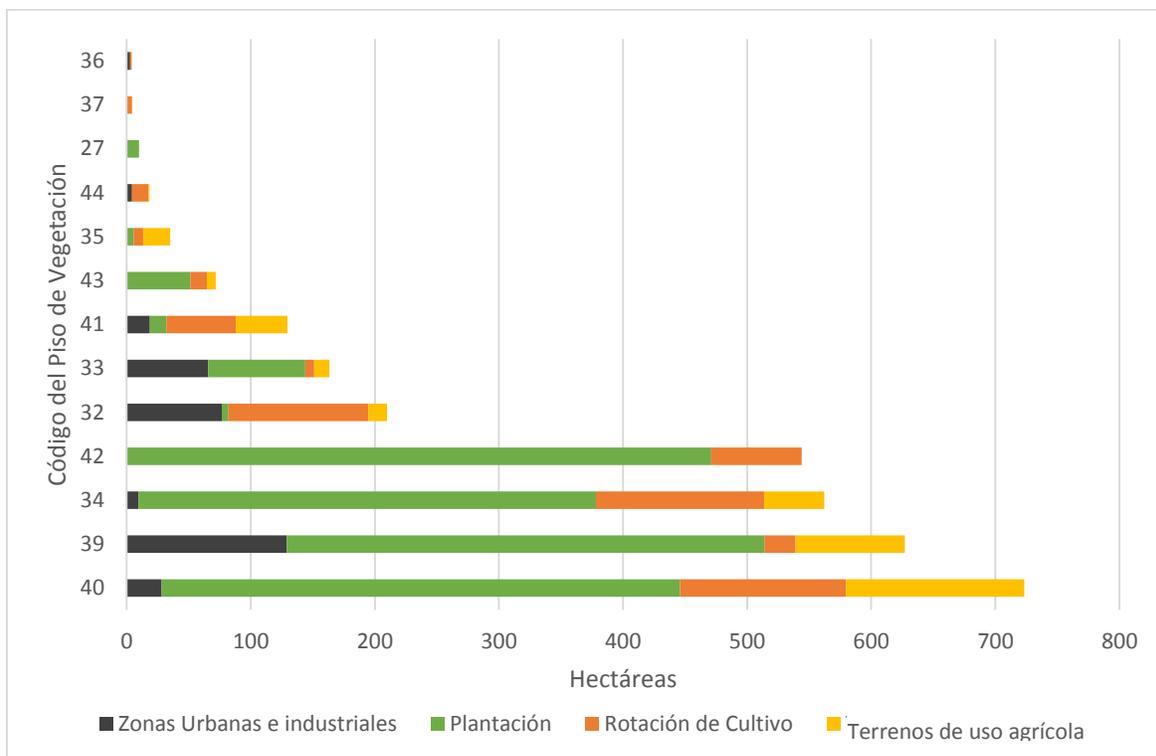
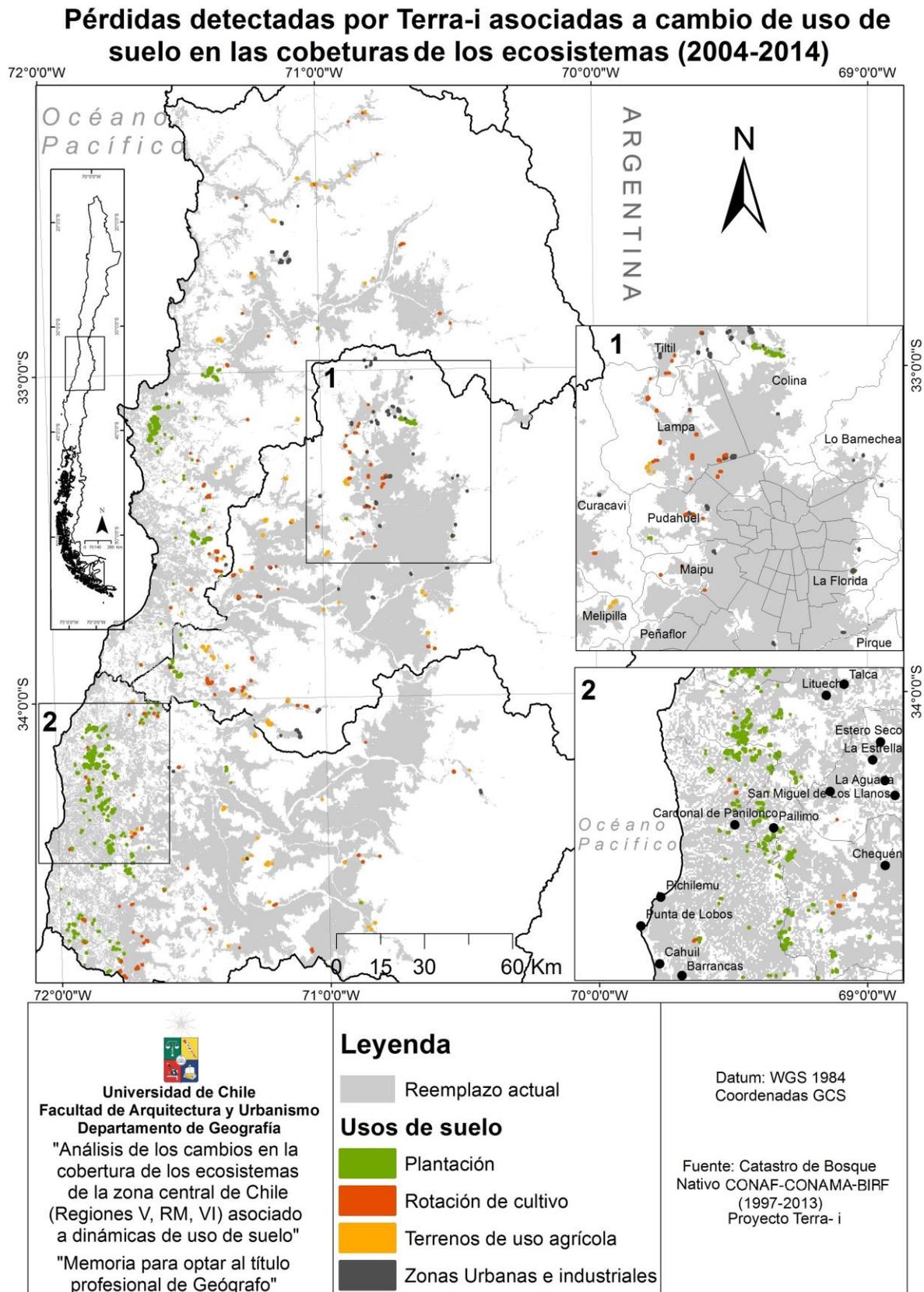


Gráfico 9: Pérdidas acumuladas detectadas en hectáreas por Terra-i asociadas a cambio de uso de suelo por piso de vegetación, clasificadas según origen de la pérdida (Elaboración propia).

En el Anexo B es posible apreciar el comportamiento anual de cada uno de los Pisos de Vegetación asociado al cambio de uso de suelo detectado por Terra-i.

La localización de las pérdidas se ilustra en la Cartografía 6 (cuadro 2), donde es posible apreciar los patrones de localización de cada una de las pérdidas. La mayoría de éstas se localizan en la zona costera de la Sexta Región de O’Higgins y específicamente en la provincia de Cardenal Caro, en esta provincia las comunas de Litueche, Pichilemu y Marchihue, poseen una gran cantidad de pérdidas en coberturas naturales de aproximadamente 1.250 hectáreas, las cuales se concentran a unos 8 kilómetros al este del pueblo de Hidango, estas pérdidas se han desarrollado desde el año 2007, y ahí se han expandido a expensas de las coberturas del Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42). La forma de ocupación de la coberturas naturales se expresa invadiendo los intersticios de parches de bosque nativo que han quedado entre plantaciones de *Pinus* Pino insigne y Eucalipto, viéndose afectada la biota nativa característica de este ecosistema, con especies esclerófilas como el *Peumus boldus*, *Schinus latifolius*, *Litrea caustica*, así como otras especies como la *Chusquea cumingii*, *Trevoa trinervis*, *Aristolelia chilensis*, *Azara integrifolia* y la *Haplopappus hirtellus* (Luebert & Pliscoff, 2006). La concentración de estas superficies forestales se justifica en la moción de producción forestal del decreto 701 en pequeños propietarios (correspondiente al 84% de la superficie plantada) y las restantes sin adscribirse al decreto (CONAF, 2012).



Cartografía 6: Pérdida en las coberturas de los ecosistemas detectadas por Terra-i asociadas a un cambio de uso de suelo en el área de estudio, el reemplazo actual representa las coberturas antropogénicas (Elaboración propia).

Un sitio importante de expansión de las plantaciones forestales se desarrolla en la Quinta Región de Valparaíso, a unos 10 kilómetros al sur-este de la del centro de la capital regional, donde se encuentran pérdidas asociadas a plantaciones de *Pinus radiata* (Pino) y *Eucalyptus globulus* (Eucalipto). De la misma manera que la plantación descrita en la región de O’Higgins, la expansión de los predios de plantaciones forestales exóticas consume los matorrales y bosques nativos circundantes, el ecosistema afectado en este caso corresponde al Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39), ocupando un área aproximada de 680 hectáreas, las cuales en su mayoría datan del año 2007 (Ver anexo B8), afectando de gran manera a las especies esclerófilas que constituyen su biota nativa característica.

Más al norte destaca otra acumulación de pérdidas de las coberturas naturales asociadas a plantaciones forestales exóticas en el ecosistema Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40), localizada 5 kilómetros al noroeste del poblado de Villa Alemana, en este caso las plantaciones son bastante recientes, datan de finales del año 2009, su extensión un tanto menor que las descritas anteriormente y localizadas más al sur, de alrededor de 270 hectáreas, en el caso de este ecosistema, las pérdidas están distribuidas de manera más dispersa que los dos casos anteriores, aunque el patrón común es hacia un incremento en las pérdidas después del año 2009.

Un caso singular de plantaciones forestales en la región Metropolitana de Santiago se da en la comuna de Colina, asociada a las obras de Forestación de Eucaliptos por parte de Anglo American Sur S.A en su planta Los Bronces y sus obras mineras en la expansión (SERNAGEOMIN, 2012). Estas plantaciones ya aparecen registradas al año 2004, por lo tanto y valiéndose del análisis anterior se determina que sus obras de plantación deben haber empezado después del año 1997 y antes del año 2004, posteriormente entre 2009 y 2013 dichas plantaciones aumentaron en 78 hectáreas, afectando al piso de vegetación del Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33).

Respecto a las pérdidas ocasionadas producto de la expansión de las fronteras agrícolas y la rotación de cultivos, el patrón general se relaciona con la aumento del borde de las coberturas de antrópicas del año 2004, en donde parches de coberturas naturales remanentes de los ecosistemas originales, se transforman a estos usos antrópicos, como resultado del contacto directo en el borde con el uso de suelo. En la zona norponiente de la cuenca de Santiago se da un claro crecimiento de zonas de cultivos, específicamente en la comuna de Lampa, estas crecieron en total alrededor de 130 hectáreas.

Respecto a las zonas urbanas e industriales, estas han tenido una expansión en torno a las principales ciudades, y poblados por un total de 338,8 hectáreas, de las cuales para Santiago se detectó una expansión de alrededor de 120 hectáreas, mientras que Valparaíso solo manifestó un aumento detectado de su superficie urbana de solo 10 hectáreas. Por otro lado en la comuna de Nogales cerca del poblado de El Cobre en la V Región existe un aumento de la superficie urbana e industrial de 126 hectáreas, de éstas la mayoría corresponden a expansiones de las faenas mineras que se encuentran en el lugar, de las cuales destaca la División El Soldado de Anglo American Sur S.A, vale destacar que en la comuna se desarrollan 30 faenas mineras (SERNAGEOMIN, 2012). La expansión de estas superficies hacia coberturas naturales se han desarrollado desde 2005, y han afectado al ecosistema Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus*

boldus (39), esto justificaría la gran cantidad de hectáreas de pérdida asociada a usos urbanos e industriales en dicha comuna.

En resumen, los ecosistemas más afectados por el cambio de uso de suelo, según los registros detectados por Terra-i son los pisos esclerofilos con 2.131 hectáreas de pérdida, seguida por el Bosque espinoso con 975 hectáreas y muy lejos en términos de superficies están las formaciones Vegetacionales Matorral arborescente y el Matorral espinoso con menos de 10 hectáreas de pérdida cada uno. Se desprende que la localización de las pérdidas, no es azarosa y se relaciona con la ubicación de los principales usos de suelo, de estos el más influyente fue el de plantación de especies exóticas como el *Pinus radiata* y *Eucalytus globulus*, presentes en toda la zona costera del área de estudio, así como asociado a proyectos particulares de forestación en la Región Metropolitana. En esta última región se ejerce un predominio de las pérdidas por los usos de suelo Urbano e industrial y por rotación de cultivos.

Si se analiza la temporalidad de las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas del área de estudio que fueron detectadas por Terra-i para el periodo descrito, es posible identificar una distribución heterogénea de éstas, esto se aprecia claramente ya que existen años en los cuales se registraron grandes pérdidas y otros en los cuales las pérdidas fueron menores. Sin embargo la densidad o tendencia general de las pérdidas medias totales, refleja un leve aumento en el total de estas hacia el final del periodo de análisis (Ver Gráfico 10). Los años que tuvieron la mayor cantidad de pérdidas son el 2008 y el 2010.

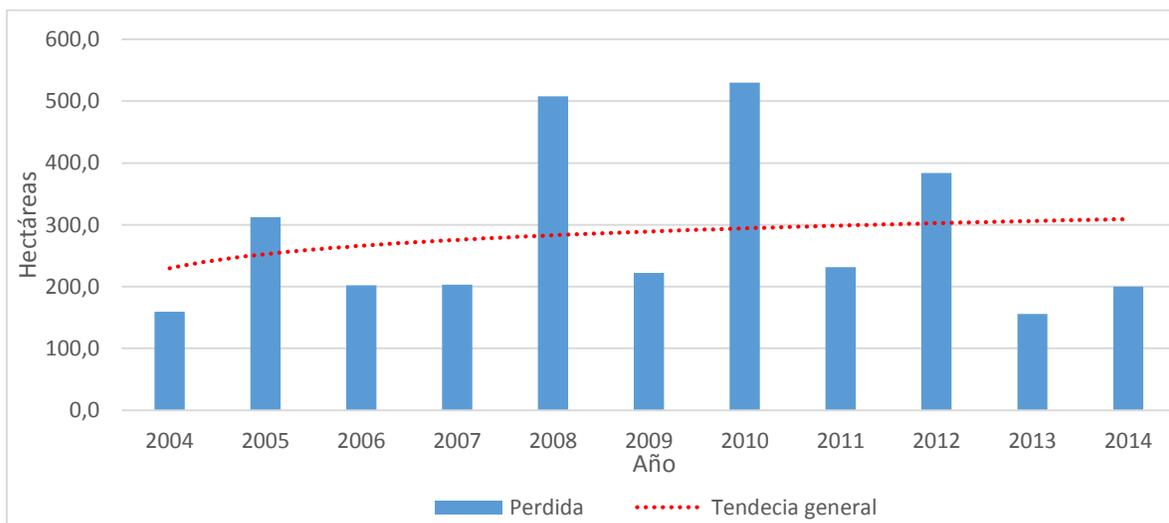


Gráfico 10: Pérdidas totales acumuladas por cambio de uso de suelo en el área de estudio y tendencia general de pérdidas.

2.1.3. Pérdidas de coberturas naturales por cambios de cobertura entre 2004-2014

Se evalúan en esta sección aquellas pérdidas registradas por Terra-i que no representan un cambio desde una superficie natural hacia una antropogénica, pero que si se vinculan directamente con una perturbación de origen antrópico, estas pérdidas fueron en total 24.570,2 hectáreas.

Las pérdidas en esta categoría aparecen en la Cartografía 7, donde es posible identificar que la mayor parte de éstas se concentran en los Pisos de Vegetación costeros, los sectores de la depresión intermedia poseen menor cantidad de perturbaciones y los Pisos de Vegetación que se encuentran a mayor altura hacia la cordillera de Los Andes, prácticamente no presentan perturbaciones.

Las mayores pérdidas se detectan en las provincias de Melipilla en la Región Metropolitana, con 13.745,3 hectáreas y en Cardenal Caro en la Región de O’Higgins con 7.155,4 hectáreas. Entre ambas provincias representan un 85% del total de pérdida por cambio de cobertura detectada en el área de estudio. El resto de las pérdidas se encuentran distribuidas de una manera más heterogénea a través de las tres regiones.

En términos de efectos para los diferentes ecosistemas del área de estudio, estos no son homogéneos, ya que existen ecosistemas que concentran grandes porcentajes de pérdida del total detectado, este comportamiento puede ser observado en el Gráfico 11.

En este se aprecia que el ecosistema Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39), es el más afectado puesto que concentra el 43% de las pérdidas detectadas por Terra-i, posteriormente lo siguen muy por debajo, los Pisos de Vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40) con un 14%, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) con un 11%, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* (41) con un 9% y Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) con un 7%, el resto de los ecosistemas registró pérdidas menores al 4% .

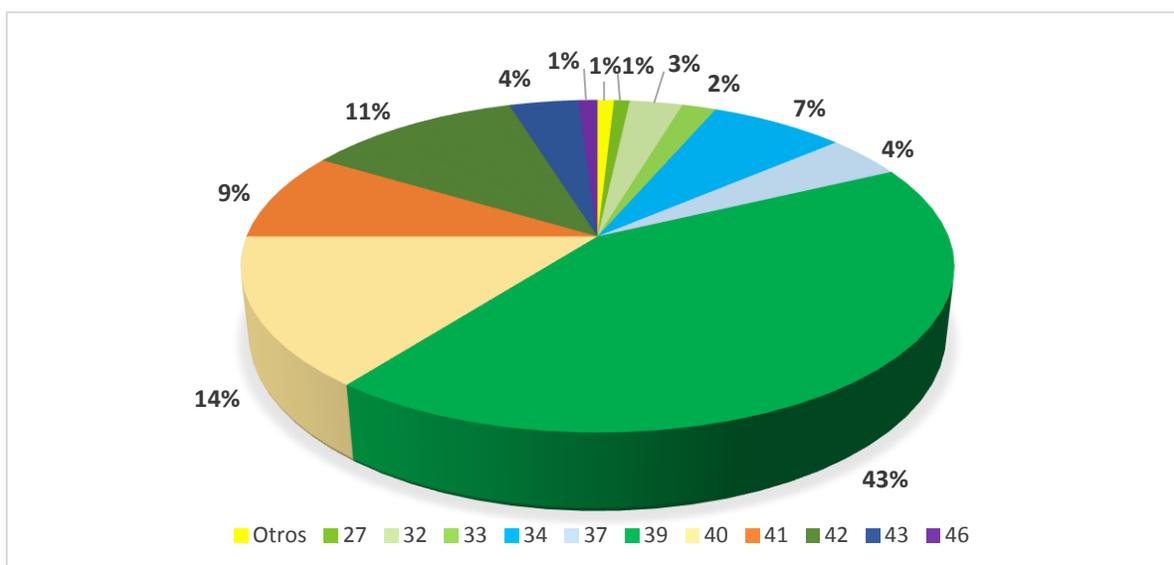
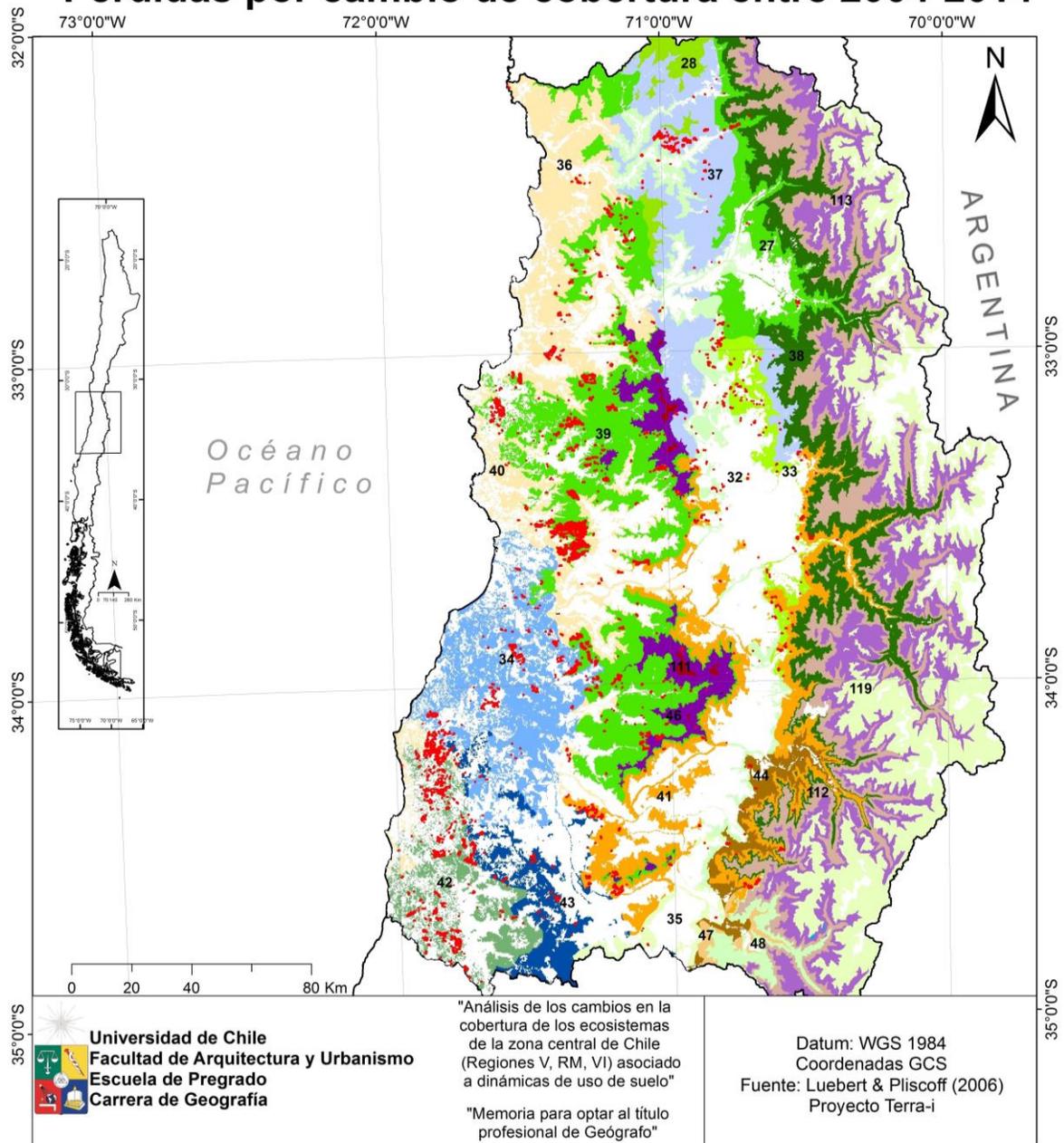


Gráfico 11: Porcentajes de pérdida por cambio de cobertura de suelo entre 2004-2014, el porcentaje que contribuye cada ecosistema a la pérdida total detectada por Terra-i (Elaboración propia).

Pérdidas por cambio de cobertura entre 2004-2014



Leyenda

■ Pérdidas por cambio de cobertura (2004-2014)

Pisos de Vegetación

<p>27, Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i></p> <p>28, Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> y <i>Colliguaja odorifera</i></p> <p>32, Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Prosopis chilensis</i></p> <p>33, Bosque espinoso de mediterráneo andino <i>Acacia caven</i> y <i>Baccharis paniculata</i></p> <p>34, Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> y <i>Maytenus boaria</i></p> <p>35, Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Lithrea caustica</i></p> <p>36, Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i></p> <p>37, Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Porlieria chilens</i></p> <p>38, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilla trinervis</i></p> <p>39, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i></p> <p>40, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i></p>	<p>41, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i></p> <p>42, Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i></p> <p>43, Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Peumus boldus</i></p> <p>44, Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i></p> <p>46, Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i></p> <p>47, Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i></p> <p>48, Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i></p> <p>111, Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i></p> <p>112, Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i></p> <p>113, Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i></p> <p>119, Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i></p> <p>120, Herbazal mediterráneo andino de <i>O. adenophylla</i> y <i>Pozoa coriacea</i></p>
--	---

Cartografía 7: Pérdidas en las coberturas de los ecosistemas asociadas a un cambio de cobertura de suelo, según piso de vegetación (Elaboración Propia).

El porqué de las pérdidas es variable, pese a ello puede atribuirse a causas conocidas y otras inciertas, mediante la integración del Catastro de Incendios Forestales de CONAF. Aquellas pérdidas que cumplieron con los criterios de clasificación planteados en la metodología, fueron atribuidas a incendios forestales, obteniendo las pérdidas de coberturas en los ecosistemas por superficie quemada entre los años 2004 y 2014. La distribución de tales pérdidas aparece en el Gráfico 12. Nuevamente aparece el ecosistema Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39), como el más afectado por incendios forestales, además en el mismo gráfico es posible comparar la proporción de pérdida de origen desconocido con las pérdidas asociadas directamente a incendios forestales (Ver Cartografía 8).

Pese a la vinculación realizada, no todas las pérdidas detectadas por Terra-i pudieron ser completamente atribuidas a incendios forestales, principalmente por la lejanía de la pérdida registrada al punto que aparece en el catastro de CONAF, a estas pérdidas se les clasificó como de origen desconocido.

En términos de proporcionalidad el ecosistema Bosque esclerofilo mediterráneo costero *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39), es la que posee la mayor superficie quemada por incendios forestales durante el periodo de estudio. Seguido por el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40), sin embargo la diferencia entre ambos es bastante. Respecto a la ocurrencia de los eventos más representativos, se puede analizar en la cartografía 8 la distribución de los incendios forestales detectados por Terra-i, la superficie pérdida por la cobertura natural y los pisos según las hectáreas quemadas, en términos generales, la distribución de los mayores eventos se concentran en la zona costera de la Región de Valparaíso y la cordillera de la costa de la Región Metropolitana, además de una zona muy acotada de la cordillera costera de la región de O’Higgins.

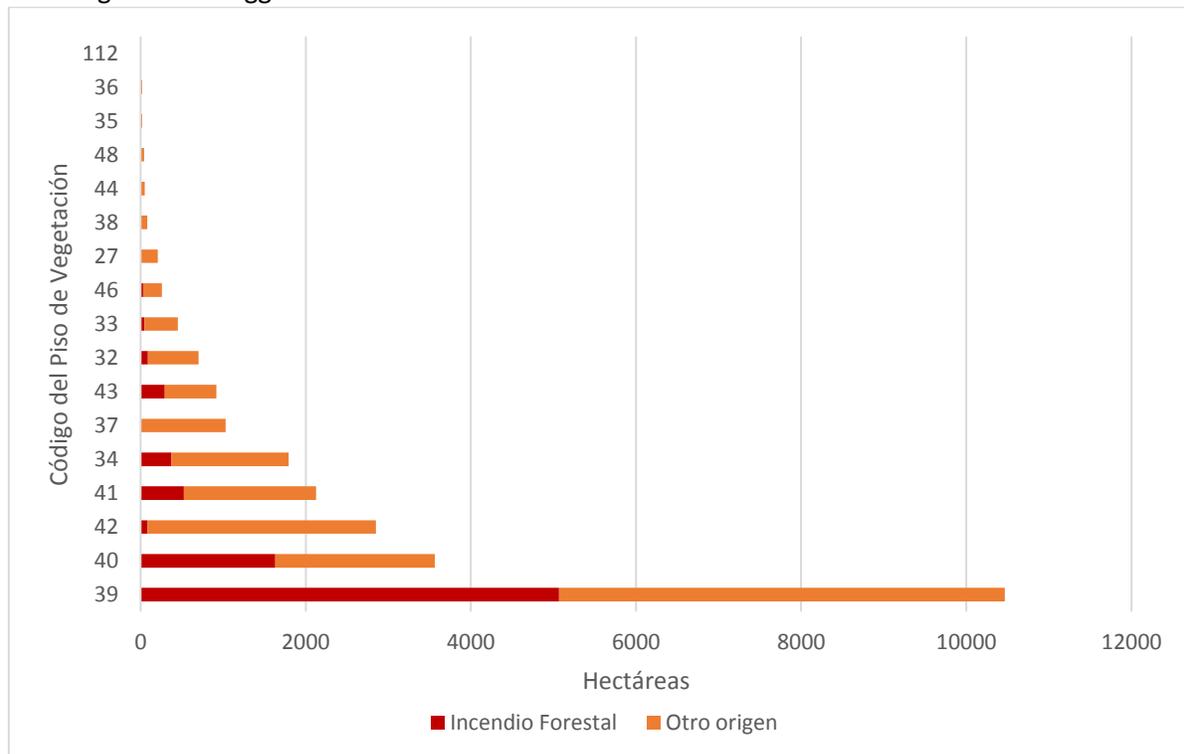


Gráfico 12: Pérdidas totales en hectáreas para el periodo de análisis, según origen y piso de vegetación afectado (Elaboración propia en base al registro de Incendios forestales CONAF 2004-2014).

La comuna de Pichilemu, posee gran cantidad de superficies naturales pérdidas por incendios forestales en el periodo de estudio, en particular una zona a 8 kilómetros al este del pueblo de Hidango, colindando con la comuna de Litueche, se detectaron 4 eventos de gran magnitud. El primero de ellos ocurrido en verano del 2008, el segundo y tercero durante otoño del mismo año y uno posterior en el verano del 2012; respecto al área afectada el total de estos eventos representa aproximadamente 500 hectáreas de pérdida. De estas pérdidas, el incendio de 2012 representa un total de 334,9 hectáreas; según el catastro de Incendios forestales de la CONAF (2014) el incendio se habría originado en plantaciones forestales aledañas a parches de bosque nativo que habrían sido afectados.

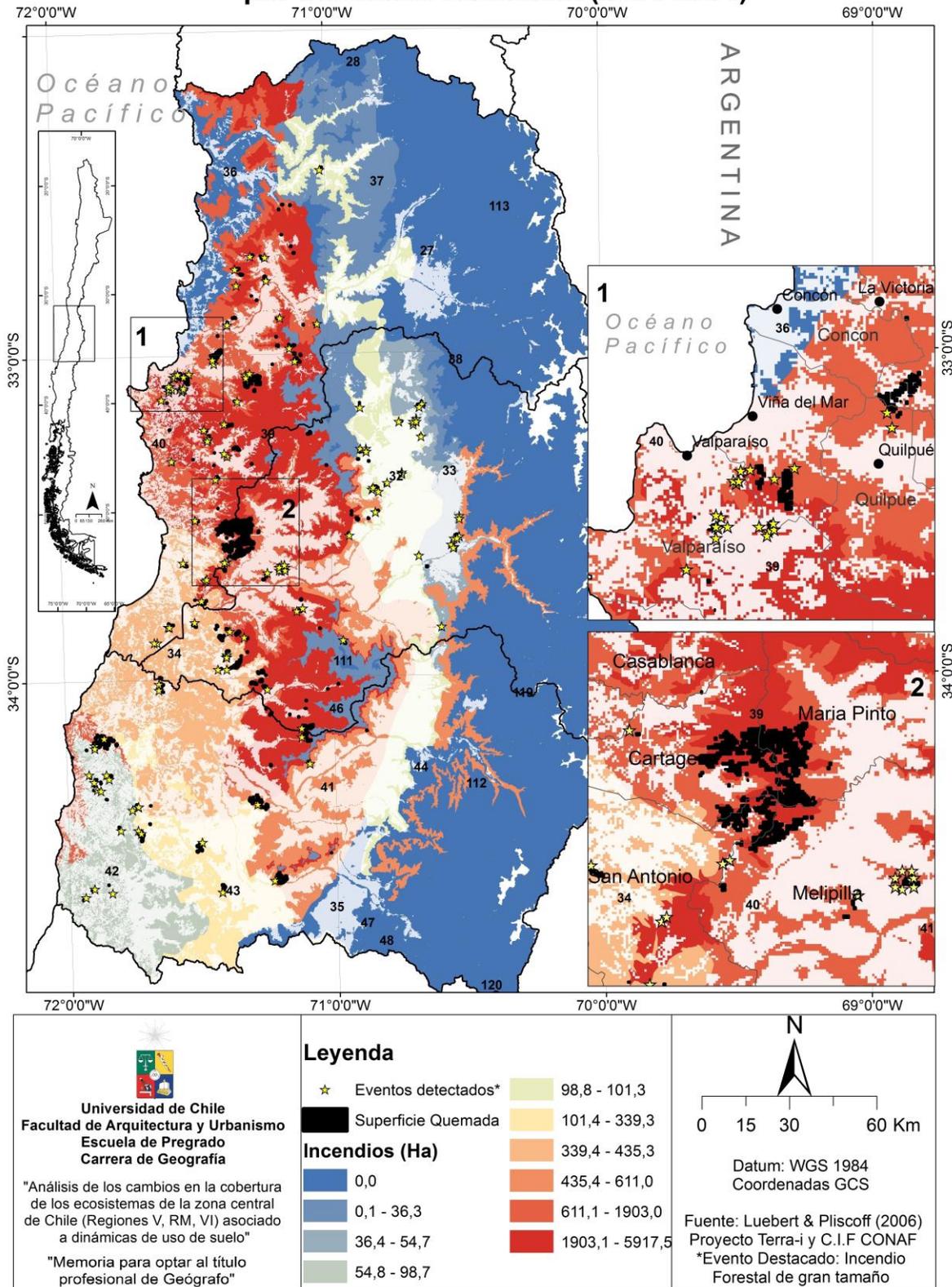
El evento más grande del periodo de estudio corresponde al Incendio ocurrido a inicios de 2014 en las comunas de Melipilla, Cartagena y María Pinto con 4.185 hectáreas de pérdida de Bosque esclerofilo, de los cuales el ecosistema Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39) fue el más afectado con 3.701,9 hectáreas de pérdida, por su parte el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40) perdió un total 475,1 hectáreas, este evento representa el incendio forestal más grande registrado durante el periodo de análisis (LA TERCERA 4 de enero de 2014).

Otras pérdidas en la Región Metropolitana corresponden a incendios pequeños, focalizados en laderas de cerros de comunas en la periferia de mancha urbana de Santiago, en comunas como Maipú, Lampa, Colina, Paine, Pirque, Puente Alto, San Bernardo, con una pérdida total de 154 hectáreas. En términos de pérdida total, se registraron perturbaciones o pérdidas en las zonas precordillerana de la cuenca de Santiago, estos cambios han generado una pérdida de 527,71 hectáreas.

A nivel general la comuna que registró más pérdidas por incendios forestales es María Pinto, en la provincia de Melipilla de la Región Metropolitana, con 1.917,6 hectáreas. Estas pérdidas se atribuyen al incendio de Melipilla del presente año y que fue mencionado anteriormente. La siguiente comuna con la mayor superficie quemada es Cartagena ubicada en la Quinta Región de Valparaíso con 1.556, 5 hectáreas y en tercer lugar la comuna de Melipilla con 717 hectáreas.

A nivel regional las estadísticas de pérdida total por incendios forestales indican que la región con más problemas es la de Valparaíso con 3.925 hectáreas de coberturas naturales producto de estos eventos. Luego la Región Metropolitana con 3.785 hectáreas y muy por debajo, aparece la Sexta Región de O’Higgins con 1.790,1 hectáreas.

Pérdidas en las coberturas naturales de los ecosistemas por incendios forestales (2004-2014)



Cartografía 8: Pérdidas por incendios forestales por piso de vegetación. Cuadro 1: Valparaíso, Cuadro 2: Melipilla, números= ID de piso de vegetación (Elaboración propia en base al catastro de incendios forestales CONAF 2004-2014)

En términos de pérdida general, es decir, atribuidas a causas no identificadas y a incendios forestales, presentan una distribución semejante, aunque la Región de Valparaíso sigue siendo la que posee mayores pérdidas totales con 8.876,6 hectáreas de coberturas naturales perdidas. Luego le sigue la región de O’Higgins con 7.880,2 hectáreas, y muy de cerca la Región Metropolitana con 7.813,4 hectáreas de coberturas naturales perdidas, por algún tipo de perturbación.

Las áreas protegidas del área de estudio también sufrieron pérdidas, atribuidas a incendios forestales, sin embargo esta no son significativas en términos de extensión. Las pérdidas se presentan a continuación:

- Reserva Nacional Roblerías del cobre de Loncha: Perdió 40 hectáreas entre la primavera del 2007 y el verano del 2010, donde se perdieron 21 hectáreas de Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus macrocarpa* y *Ribes punctatum* (46) en otoño y verano del 2010 y 19 hectáreas de Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39).
- Parque Nacional la Campana: Perdió 59,5 hectáreas de Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39) el verano del 2012, producto de un incendio forestal.
- Parque Nacional Palmas de Cocalan: Producto de incendio forestal en el verano del 2011, se perdieron 131,6 hectáreas de Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39). Además en otro evento producido en otoño del 2011 se perdieron 2,4 hectáreas de Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus macrocarpa* y *Ribes punctatum* (46).

En el Gráfico 13, se aprecian las pérdidas acumuladas por año, diferenciadas según causa. A grandes rasgos se aprecia claramente como el año 2014 es que representa la mayor superficie de pérdidas por cambio de coberturas naturales, asociada incendios forestales y sin causa identifica, estas pérdidas son en su mayoría asociadas al incendio forestal de Melipilla a inicios del presente año.

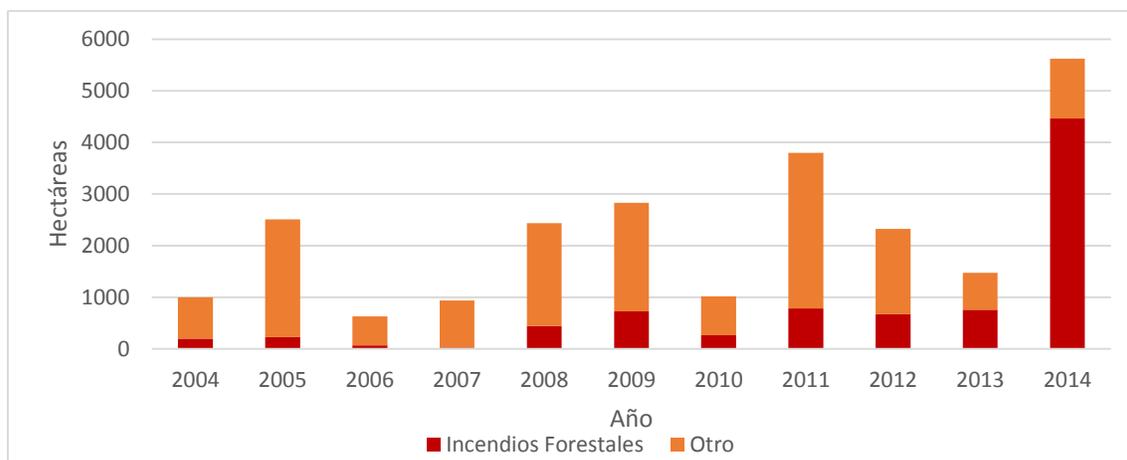


Gráfico 13: Pérdidas por cambio de cobertura al interior de coberturas naturales detectadas por Terra-i en hectáreas para el periodo de análisis, clasificadas según origen de la pérdida entre 2004 y 2014. (Elaboración propia)

Si se analiza el comportamiento de los Incendios Forestales de manera estacional, a lo largo de los últimos 10 años es posible notar un patrón de comportamiento normal recurrente (Ver Gráfico 15), en el cual estos se desarrollan, lo cual se justifica en que un 94,23% de las pérdidas originadas

directamente por incendios forestales se produjeron en Verano, un 5,2% en Otoño, un 0,5% en Primavera y sólo un 0,07% en Invierno. En términos continuos el Gráfico 15, muestra las variaciones en las pérdidas por incendios forestales. El total de pérdidas por incendios forestales detectados por Terra-i para el periodo de análisis fue de 8.132,3 hectáreas, es importante especificar que estas pérdidas consideran solo coberturas naturales. Además las pérdidas totales, es decir, las que se asocian a incendios forestales y aquellas que no pudieron ser atribuidas a este origen, también siguen el mismo patrón de comportamiento, de un total de 24.570,6 hectáreas de pérdida total por cambio de cobertura al interior de coberturas naturales detectadas por Terra-i, un 71,4% de las pérdidas se produjeron en Verano, un 14,8% en Otoño, un 8,7% en Primavera y solo un 5,1% en Invierno. La diferencia se expresa principalmente por la superficie que el incendio de enero de 2014 en Melipilla aporta a la pérdida total.

A nivel de pérdidas acumuladas por año se aprecia que estas han tendido al alza en los últimos años lo que sugiere un aumento paulatino en la superficie afectada por incendios forestales hacia el final del periodo de análisis (Ver Gráfico 14).

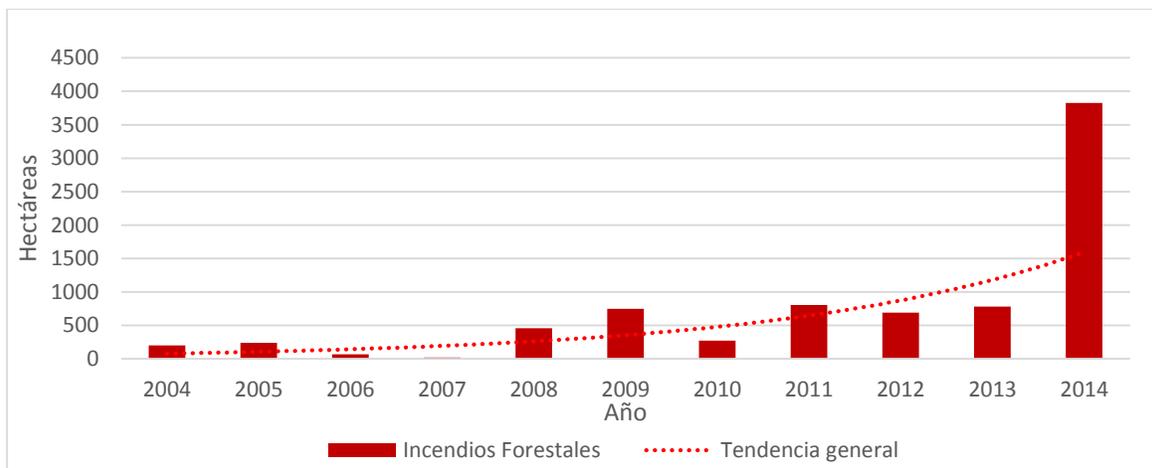


Gráfico 14: Pérdida total acumulada por incendios forestales y tendencia general de pérdida en el periodo analizado.

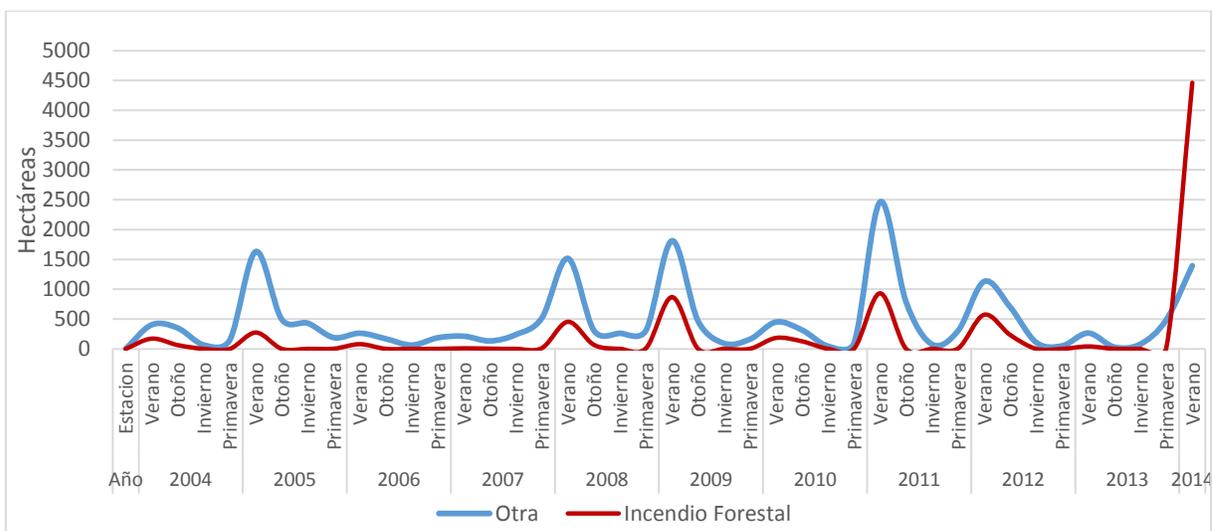


Gráfico 15: Evolución de las pérdidas de coberturas de los ecosistemas por cambio de cobertura sin implicar un cambio de uso. Según estación y año, para el área de estudio en el periodo comprendido entre 2004-2014. (Elaboración propia).

En la Cartografía 7 se ilustra la distribución de las pérdidas producidas por el cambio de cobertura al interior de coberturas naturales, las mayores pérdidas se registraron en las coberturas de los ecosistemas del Bosque esclerofilo costero de la región de Valparaíso y la Región Metropolitana, aunque el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de la Región de O’Higgins también experimento pérdidas significativas.

Si comparamos la pérdida total por cambio de cobertura, con la pérdida por expansión de uso de suelo antrópicas detectadas por Terra-i entre 2004-2014 (aquellas que no implicaron un cambio desde una superficie natural hacia una antrópica y aquellas que sí), la diferencia es evidente. De un total de 27.677,5 hectáreas de pérdida en las coberturas de los ecosistemas detectada por Terra-i para el periodo de análisis, 24.570,2 hectáreas se perdieron por perturbaciones al interior de coberturas naturales que no implicaron una transformación de uso. Lo que corresponde a un 90,2% del total de pérdidas que detecto Terra-i, mientras que las pérdidas por concepto de cambio de uso de suelo, desde una cobertura natural hacia una de carácter antrópico en un área determinada solo representan un 9,8% del total de pérdidas, con sólo 3.107,4 hectáreas (Ver Gráfico 16). El ecosistema más afectado durante el periodo 2004-2014, fue el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39), este tuvo una reducción total de 12.853,7 hectáreas representando un 3,2% de su cobertura al final del periodo de estudio. Por otro lado, en términos de proporcionalidad respecto a su cobertura total natural al final del periodo de análisis el ecosistema que registró la mayor proporción de pérdida en el periodo de estudio fue el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) con una pérdida del 4,6% de su superficie al final del periodo de análisis correspondiendo a un total de 3.870,6 hectáreas.

En el Anexo B se detalla la situación particular de cada piso de vegetación analizado en la presente investigación entre el año 2004-2014.

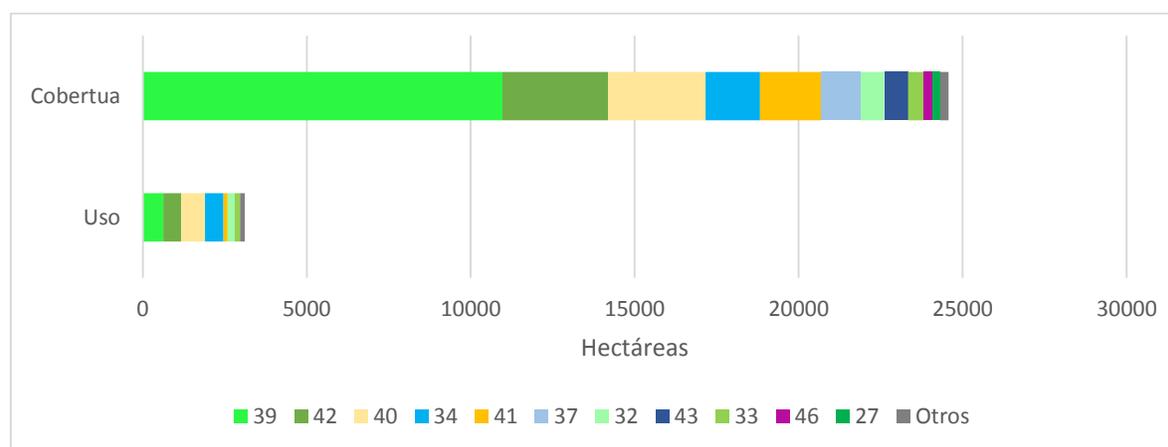


Gráfico 16: Pérdidas totales comparadas según tipo de dinámica, cobertura: cuando se detectan cambios en la cobertura sin implicar un cambio de uso; Uso, cambio producido directamente por la transformación de una superficie natural hacia una de carácter antropogénico. Valores de pérdida detectados por el proyecto Terra-i. (Elaboración propia).

En términos generales se detecta una creciente modificación de las coberturas de ecosistemas costeros en el área de estudio, debidas en su mayoría a perturbaciones asociadas a incendios forestales durante la época de verano como también a la expansión de plantaciones forestales.

El evento más importante registrado en el periodo de análisis es el incendio de Melipilla de enero de 2014, que significó la pérdida de 4.190 hectáreas de bosque esclerófilo mediterráneo costero de las Regiones de Valparaíso y Metropolitana (Ver Cartografía 8 (cuadro 2)). Adicionalmente, se han desarrollado diferentes dinámicas de pérdida en otras zonas del área de estudio, donde aparecen incendios en plantaciones forestales en la Provincia de Cardenal Caro que se propagan hacia bosques nativos en la zona costera de la Región de O’Higgins; como también dinámicas de pequeños incendios forestales focalizados en comunas de la periferia del sector urbano de la Región Metropolitana.

2.2. PROPUESTA DE ÍNDICE DE DISRUPCIÓN ECOSISTÉMICA

En la siguiente sección se aplica el Índice de Disrupción Ecosistémica planteado en el apartado metodológico, con lo que posteriormente se discute tanto a nivel teórico considerando al Índice de Disrupción Ecosistémica como una herramienta para medir el riesgo de disrupción en un ecosistema. Así como también a un nivel práctico, para el caso particular de estudio de la presente memoria.

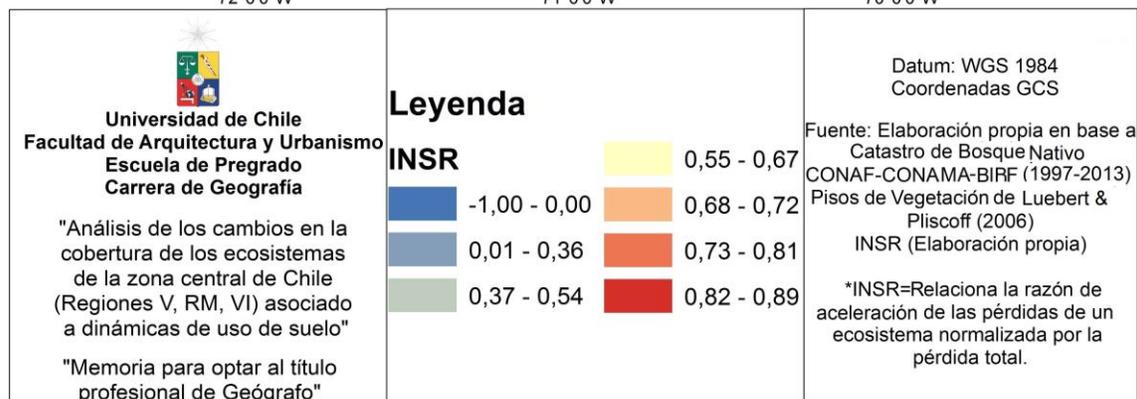
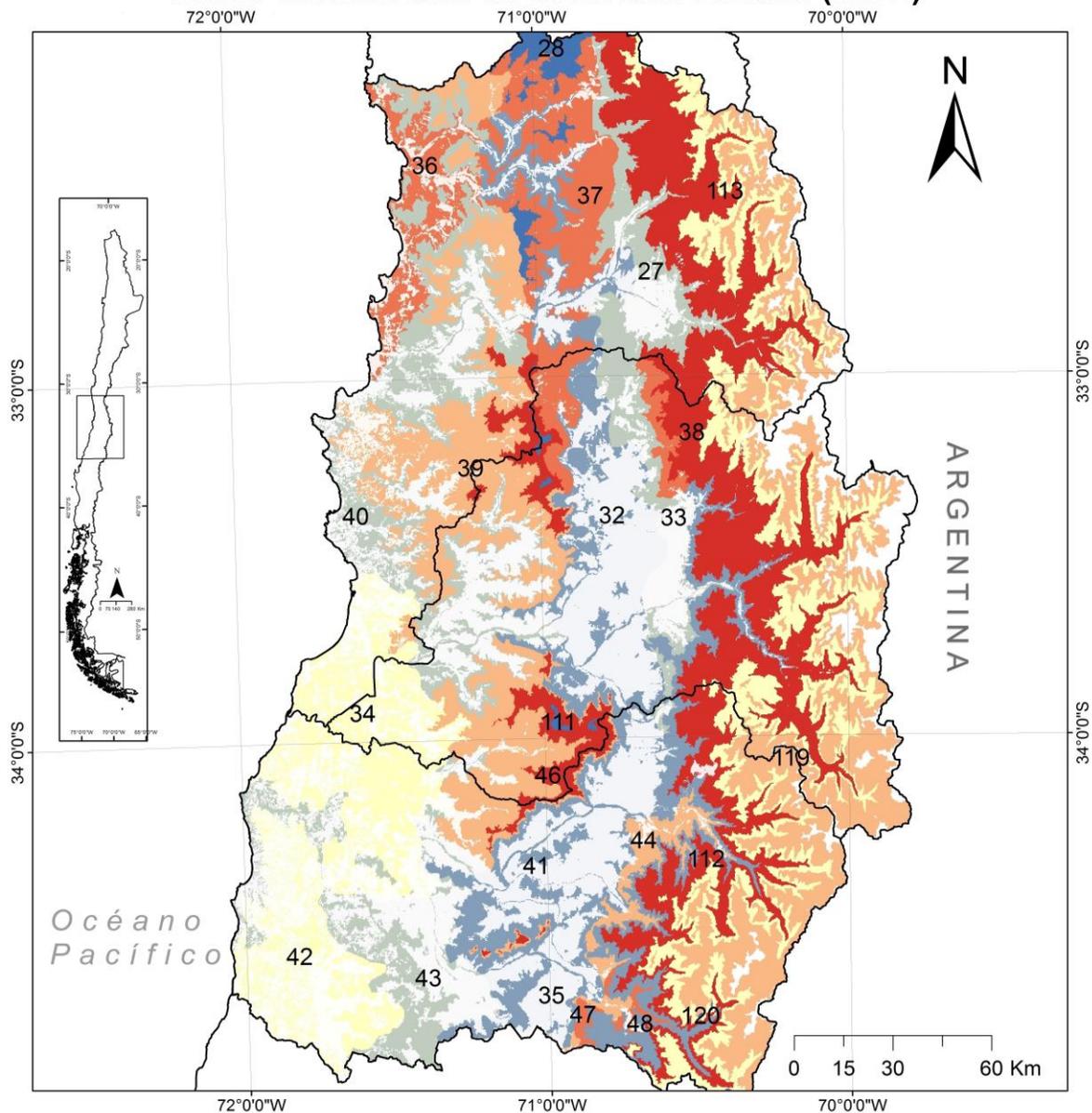
2.2.1. Análisis del riesgo de disrupción de los ecosistemas del área de estudio

A continuación se evalúan los dos componentes del Índice de Disrupción Ecosistémica (IDE), en primer lugar se evalúa la Severidad Relativa, la cual se encuentra representada por el Índice Normalizado de Severidad Relativa (INSR) . Mientras que en segundo lugar se evalúa la Extensión (Ver Cartografías 9 y 10).

La mayor parte de los Pisos de Vegetación presentan aceleraciones críticas en sus tasas de pérdida de cobertura; 20 de los 23 ecosistemas del área de estudio experimentaron una aceleración en sus tasas de pérdida en los últimos 16 años respecto a su tasa promedio histórica; 1 no sufrió pérdidas, mientras que los dos restantes mostraron una desaceleración en sus tasas de pérdida ya que pasaron de perder superficie a no perder ninguna hectárea durante los últimos 16 años, lo cual contribuye en la estabilización (Ver Cartografía 9).

Los pisos que se encuentran localizados en la depresión intermedia evidenciaron aceleraciones muy bajas, tal comportamiento se sustenta en que este sector las tasas de pérdida prácticamente se mantuvieron similares. Los pisos de la cordillera de la costa presentan INSR de entre 0,55 a 0,67, esto se produce puesto que si bien la tasa de pérdida de los 16 años fue mayor, esta no fue considerablemente superior a la tasa promedio histórica. Los INSR más altos se evidenciaron en los pisos precordilleranos y de la cordillera de la costa, con valores de entre 0,73 a 0,89, ya que sus tasas de pérdida en los últimos 16 años fueron bastante mayores que las tasas promedio históricas de cada uno, lo que evidencia que una gran cantidad de sus pérdidas totales se produjeron en el periodo analizado (Ver Cartografía 9 y Anexo E).

Índice normalizado de severidad relativa (INSR)



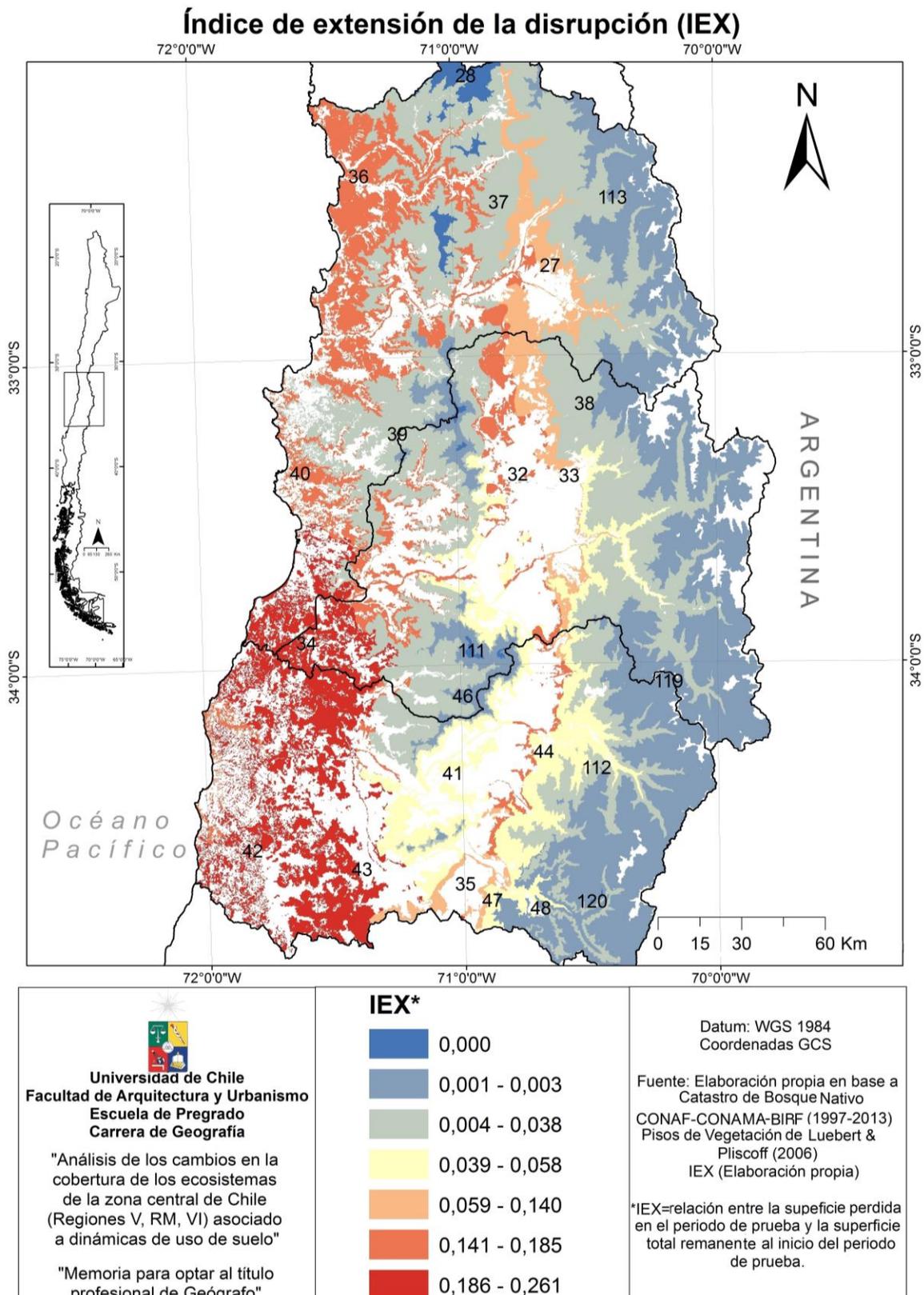
Cartografía 9: Cartografía de INSR, representando la severidad relativa por concepto de aceleración en las tasas de pérdida reciente en las coberturas de los ecosistemas. (Elaboración propia).

El factor que define la disrupción es la Extensión de la Severidad (Keith *et al.*, 2013), de este modo el análisis se completa y permite una correcta interpretación de los resultados del Índice de Disrupción Ecosistémica (IDE). La extensión de pérdida se expresa en la Tabla 16.

ID	PISO	FORMACION	Pérdida 97-13*	% 16 años
28	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	Matorral espinoso	0,0	0,00%
111	Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i>	Matorral bajo de altitud	0,0	0,00%
120	Herbazal mediterráneo andino de <i>O. adenophylla</i> y <i>Pozoa coriacea</i>	Herbazal de altitud	0,0	0,00%
46	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i>	Bosque caducifolio	6,4	0,01%
113	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>	Matorral bajo de altitud	44,9	0,07%
119	Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i>	Herbazal de altitud	0,0	0,15%
48	Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i>	Bosque caducifolio	109,1	0,30%
112	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i>	Matorral bajo de altitud	136,1	0,41%
38	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilia trinervis</i>	Bosque esclerofilo	1010,4	0,64%
37	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Porlieria chilens</i>	Matorral arborescente	3627,8	1,83%
39	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i>	Bosque esclerofilo	15804,0	3,82%
47	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i>	Bosque esclerofilo	552,3	4,42%
44	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i>	Bosque esclerofilo	2010,6	4,68%
41	Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	Bosque caducifolio	11822,4	5,77%
27	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	Matorral espinoso	5055,2	5,90%
35	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Lithrea caustica</i>	Bosque espinoso	2455,7	11,08%
33	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Prosopis chilensis</i>	Bosque espinoso	7235,6	13,98%
32	Bosque espinoso de mediterráneo andino de <i>Acacia caven</i> y <i>Baccharis paniculata</i>	Bosque espinoso	18407,5	16,31%
40	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	Bosque esclerofilo	45097,2	16,49%
36	Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Peumus boldus</i>	Bosque esclerofilo	14839,8	18,45%
43	Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> y <i>Maytenus boaria</i>	Bosque espinoso	16778,3	18,84%
34	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i>	Matorral arborescente	42551,2	19,38%
42	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i>	Bosque esclerofilo	29322,1	26,10%

Tabla 16: Pérdidas de cobertura por cambio de uso de suelo en el periodo 1997-2013, expresado en hectáreas, y el porcentaje de pérdida de la superficie remanente del ecosistema al inicio del periodo de análisis (Elaboración propia en base a Catastro de Bosque Nativo CONAF-CONAMA-BIRF (1997 y 2013).

Los pisos que experimentaron mayores extensiones en sus pérdidas en sus coberturas en los últimos 16 años son el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) con una pérdida de un cuarto de la superficie que tenía al año 1997, lo cual se expresa en 29.233,1 hectáreas de pérdida. Seguido por el Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) con un 19,38% de pérdida y el Bosque esclerofilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (43) con 16.778,3 hectáreas que representan una pérdida del 18,84% de su superficie remanente al año 1997. De acuerdo a lo anterior, es posible apreciar que el tamaño del ecosistema influye en el porcentaje de pérdidas, además respecto a la localización y la causa de esta extensión de pérdida (Ver Cartografía 10), se puede identificar un patrón que está directamente relacionado con la expansión de los usos de suelo analizados en el área de estudio y las pérdidas que estos representaron por expansión hacia coberturas naturales. Destacan por lo tanto las zonas costeras, las cuales están sometidas a la presión originada por plantaciones forestales y la depresión intermedia donde se manifiesta la presión urbana tanto como agrícola. Las pérdidas tienden a decrecer en superficie conforme se aumenta la altura, por ende los Pisos de Vegetación que se localizan a una altura mayor también experimentan menores pérdidas. Existen ecosistemas que no manifestaron pérdidas por cambio de uso de suelo o que la proporción de la pérdida respecto a su superficie total es prácticamente mínima. Los pisos 28, 111 y 120 no presentaron pérdidas de superficie originada por cambio de uso de suelo; los pisos 46, 113, 119, 28, 112 y 38 presentaron una pérdida inferior al 1% de la superficie que poseían en el año 1997, lo cual se verá reflejado en un bajo índice de interrupción. Luego aunque los pisos 46, 112 y 38 posean INSR bastante alto y hayan aumentado más de 10 veces sus respectivas tasas de pérdida de cobertura por cambio de uso de suelo, esta pérdida representa una superficie tan baja que no puede en sus componentes manifestar indicios de riesgo de interrupción, pues es necesaria una extensión significativa para que la Severidad Relativa influya en las funciones y procesos ecológicos.



Cartografía 10: Índice de Extensión de la Disrupción, refleja la proporción de la pérdida experimentada por el ecosistema en los últimos 16 años comparada con la cobertura remanente del ecosistema al inicio del periodo de análisis (Elaboración propia).

ID	PISO	FORMACION	INSR	IEX	IED
28	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	Matorral espinoso	-1,000	0,000	0,000
111	Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i>	Matorral bajo de altitud	0,000	0,000	0,000
120	Herbazal mediterráneo andino de <i>O. adenophylla</i> y <i>Pozoa coriacea</i>	Herbazal de altitud	-1,000	0,000	0,000
46	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i>	Bosque caducifolio	0,886	0,000	0,000
113	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>	Matorral bajo de altitud	0,660	0,001	0,001
119	Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i>	Herbazal de altitud	0,724	0,002	0,003
48	Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i>	Bosque caducifolio	0,359	0,003	0,004
112	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i>	Matorral bajo de altitud	0,821	0,004	0,008
38	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilia trinervis</i>	Bosque esclerofilo	0,849	0,006	0,012
37	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Porlieria chilens</i>	Matorral arborescente	0,795	0,018	0,032
39	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i>	Bosque esclerofilo	0,689	0,038	0,063
41	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i>	Bosque esclerofilo	0,183	0,058	0,065
44	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i>	Bosque esclerofilo	0,710	0,047	0,078
47	Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	Bosque caducifolio	0,811	0,044	0,078
27	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	Matorral espinoso	0,450	0,059	0,082
35	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia cavem</i> y <i>Lithrea caustica</i>	Bosque espinoso	0,025	0,111	0,101
32	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia cavem</i> y <i>Prosopis chilensis</i>	Bosque espinoso	0,256	0,163	0,178
33	Bosque espinoso de mediterráneo andino de <i>Acacia cavem</i> y <i>Baccharis paniculata</i>	Bosque espinoso	0,418	0,140	0,179
40	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	Bosque esclerofilo	0,536	0,165	0,226
43	Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Peumus boldus</i>	Bosque esclerofilo	0,476	0,188	0,243
34	Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia cavem</i> y <i>Maytenus boaria</i>	Bosque espinoso	0,669	0,194	0,286
36	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i>	Matorral arborescente	0,754	0,185	0,290
42	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i>	Bosque esclerofilo	0,594	0,261	0,348

Tabla 17: Resumen final del Índice de Disrupción Ecosistémica, el Índice Normalizado de Severidad relativa y el Índice de Extensión de la Disrupción. (Elaboración propia).

Finalmente los resultados del análisis general de cambio de uso de suelo se comparan con los obtenidos mediante el IDE. El resultado final se expresa en la Tabla 17.

Cabe señalar que ningún ecosistema registró una Extensión de pérdidas considerable, ninguno de los ecosistemas del área de estudio evidencio un índice mayor a 0,35. Los pisos que presentan mayor IDE corresponden al Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) con un índice de 0,348, seguido por Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (36) con un IDE 0,29 y el Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) con un IDE de 0,286 además de los pisos 43 y 40. Todos los Pisos de Vegetación que han sido mayormente afectados se encuentran localizados en la zona costera, en donde existen mayores presiones. Si se considera el origen de tales presiones, se identifica como la dinámica responsable a la expansión de plantaciones forestales las que han eliminado de manera acelerada los parches de vegetación nativa de los ecosistemas.

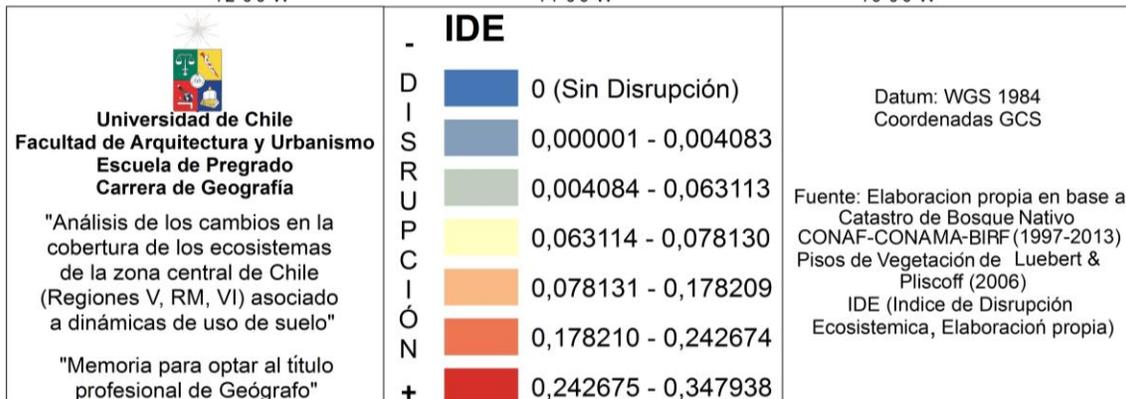
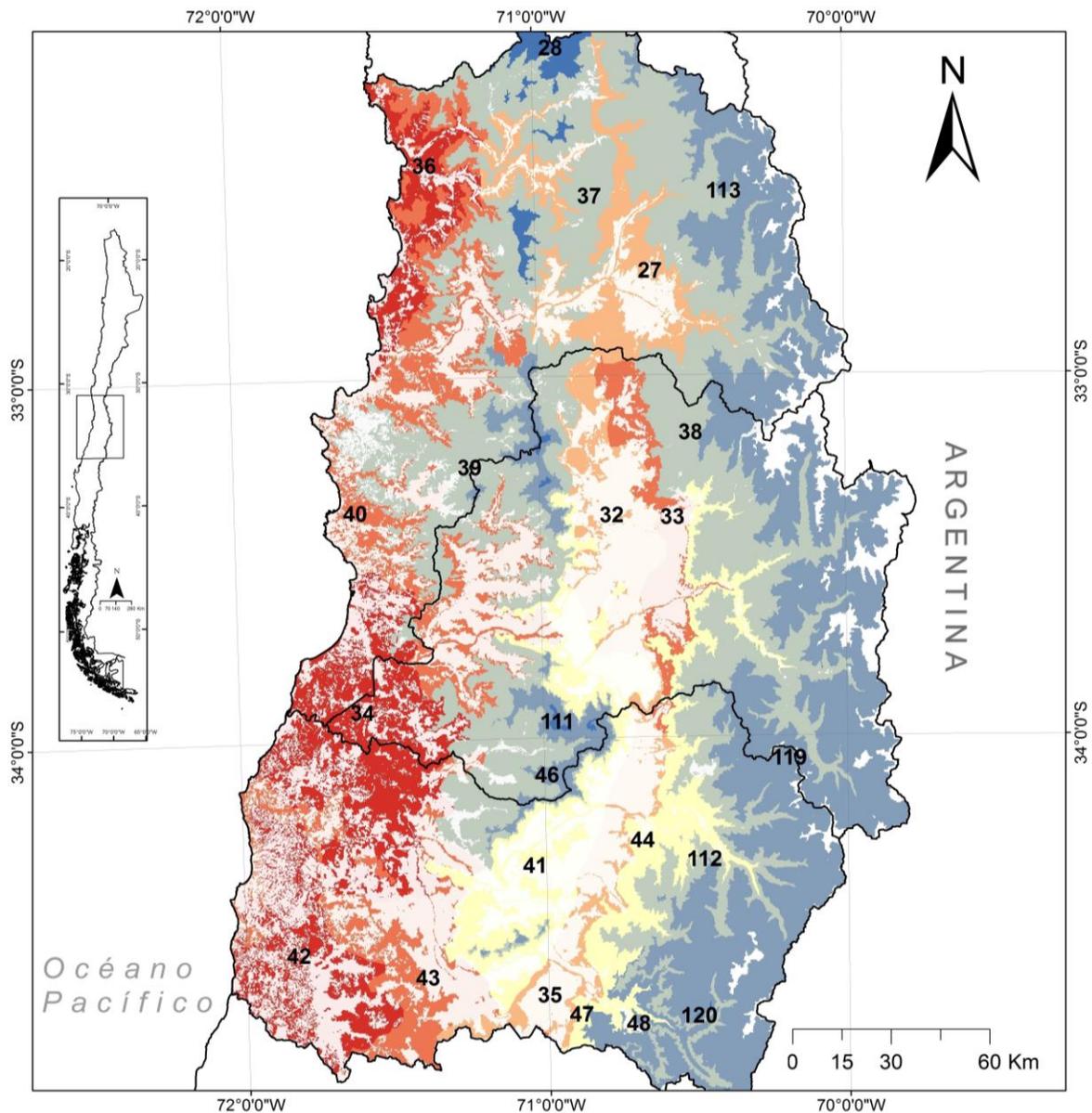
En la depresión intermedia las principales fuentes de pérdida son la expansión de la superficie agrícola y de rotación de cultivos, afectando a los Pisos de Vegetación pertenecientes a las formaciones de Matorral y bosque espinoso tales como en la Región Metropolitana. De acuerdo a las otras regiones en estudio, se presenta al Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Lithrea caustica* (35) en la Región de O’Higgins y el Matorral espinoso mediterráneo interior de *Trevoa quinquinervia* y *Colliguaja odorifera* (27) en la Región de Valparaíso, que poseen un nivel de riesgo asociado principalmente a expansión de las fronteras agrícolas y urbanas, con un IDE de 0,082 y 0,179 respectivamente.

El menor grado de riesgo de interrupción es fundamentado por un menor índice normalizado de Severidad Relativa, indicando que las tasas de pérdida no se han acelerado al ritmo que lo hicieron las tasas en los ecosistemas esclerofilos costeros. Esto sería un efecto de la baja disponibilidad de suelo en estos sectores.

Las pérdidas que han experimentado los Pisos de Vegetación en la zona de la depresión intermedia son asociadas a un crecimiento en los bordes de los diferentes usos de suelo. Los pisos restantes del área de estudio tienen un IDE menor a 0,1, por ende no poseerían por el momento problemas de riesgo de Interrupción Ecosistémica originada por cambios de uso de suelo, más aun los Pisos de Vegetación 28, 111, 120 y 46 no experimentaron prácticamente pérdidas.

A continuación se presenta el mapa resumen de la ejecución piloto del Índice de Interrupción Ecosistémica para el área de estudio (Ver Cartografía 11).

Riesgo Disrupción de los ecosistemas del área de estudio según el IDE



Cartografía 11: Índice de Disrupción ecosistémica para el área de estudio (Elaboración propia).

2.2.2. Análisis de las áreas protegidas

La representatividad de las áreas protegidas es relativamente baja, puesto que el ecosistema que posee una mayor concentración de superficies protegidas, sólo concentra un porcentaje aproximado del 6% del total de superficie. Por otro lado los Pisos de Vegetación que poseen una menor representatividad en el SNASPE, coinciden con aquellos que posee un Índice de Disrupción Ecosistémica mayor. Los dos Pisos de Vegetación con los índices de disrupción más altos no poseen ninguna representatividad en el sistema de áreas protegidas del área de estudio; los cuales corresponden al Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42) y Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (36) (Ver Cartografía 12).

Si bien no todos los Pisos de Vegetación están completamente distribuidos al interior del área de estudio algunos si son exclusivos de ésta, es por ello que en estos pisos donde el análisis comparativo entre la superficie representada en el SNASPE y el Índice de Disrupción Ecosistémica posee una mayor exactitud. Por otro lado, en aquellos Pisos de Vegetación que poseen una distribución menor al interior del área de estudio, podrían tener una representatividad aún más baja si se considera su superficie total, tópico que no pudo ser abordado debido a limitantes metodológicas (desfase de los Catastros de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA-BIRF contiguos).

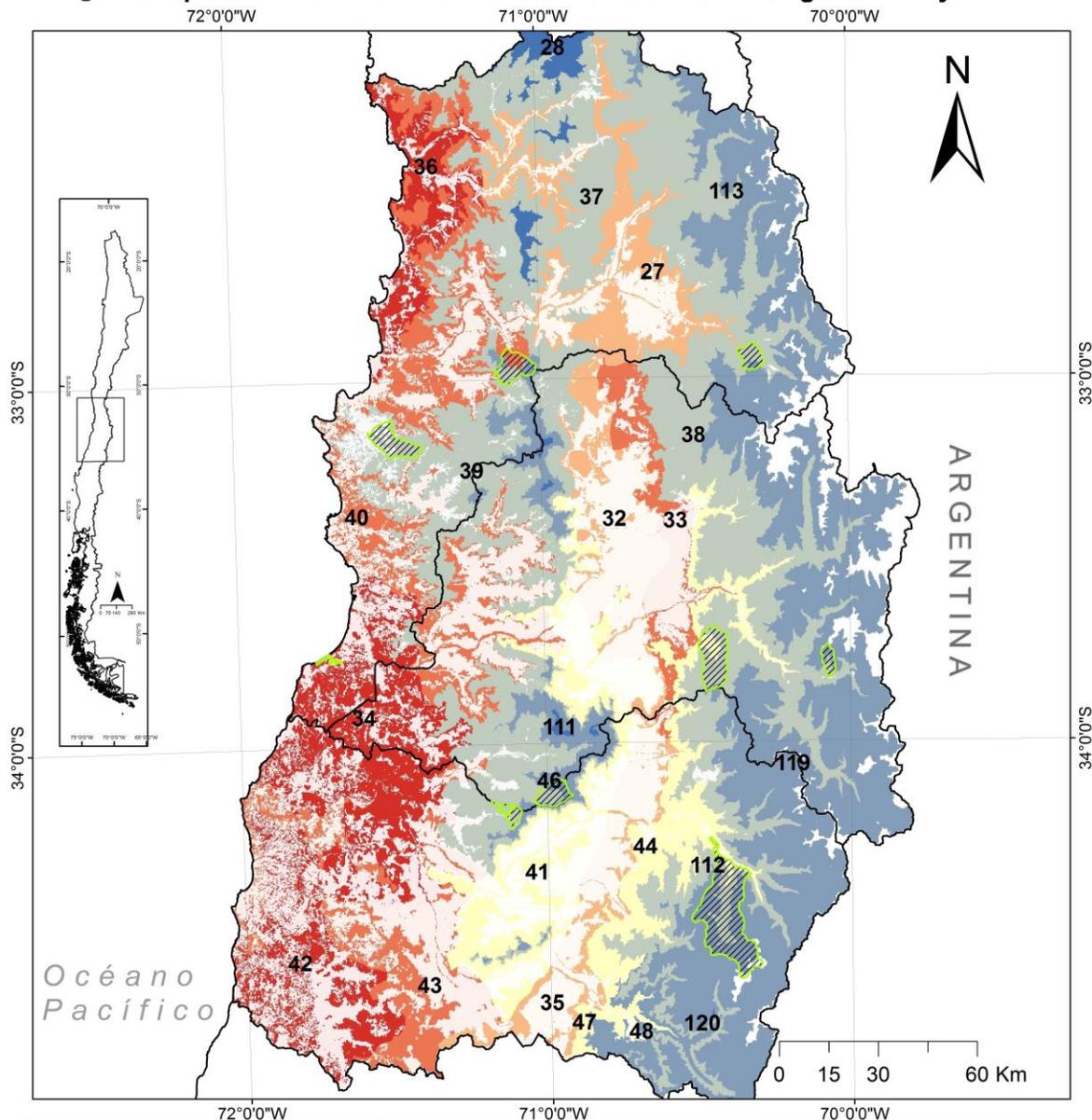
En términos generales los pisos que presentan in IDE más bajo poseen una mayor representatividad en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Luego la tendencia general revela que en su mayoría los ecosistemas que están protegidos en el área de estudio poseen un IDE menor a 0,1 (Ver Tabla 19 y Cartografía 14). De los 4 Pisos de Vegetación que presentan los IDE más altos, solo uno posee superficie en el SNASPE.

Si consideramos que en Chile se deseaba en primera instancia conservar un 10% del total de superficie de cada ecosistema, meta que luego aumentó considerablemente a un 17% (PNUMA-CDB, 2011). Es concluyente el hecho de que en la zona de estudio ningún ecosistema posee esos porcentajes de representatividad (Ver Tabla 19), más aun la mayor cantidad de ecosistemas no poseen absolutamente ninguna representatividad en el sistema de áreas silvestres protegidas del estado. De los 23 ecosistemas existentes al interior del área de estudio, solo 13 poseen algún porcentaje de su superficie bajo alguna modalidad de protección, sin embargo de estos, 7 poseen una representatividad menor al 3%.

ID	PISO	FORMACION	Superficie	SNASPE	IED
28	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	Matorral espinoso	0,0	0,00%	0,000
111	Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i>	Matorral bajo de altitud	127,9	2,26%	0,000
120	Herbazal mediterráneo andino de <i>O. adenophylla</i> y <i>Pozoa coriacea</i>	Herbazal de altitud	0,0	0,00%	0,000
46	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i>	Bosque caducifolio	5109,3	5,84%	0,000
113	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>	Matorral bajo de altitud	11688,6	3,11%	0,001
119	Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i>	Herbazal de altitud	15199,3	3,57%	0,003
48	Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i>	Bosque caducifolio	0,0	0,00%	0,004
112	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i>	Matorral bajo de altitud	13938,4	4,43%	0,008
38	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilia trinervis</i>	Bosque esclerofilo	10923,2	3,98%	0,012
37	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Porlieria chilensis</i>	Matorral arborescente	0,0	0,00%	0,032
39	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i>	Bosque esclerofilo	14188,3	3,47%	0,063
41	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i>	Bosque esclerofilo	4549,8	2,00%	0,065
44	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i>	Bosque esclerofilo	517,9	1,12%	0,078
47	Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	Bosque caducifolio	0,0	0,00%	0,078
27	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	Matorral espinoso	52,6	0,06%	0,082
35	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Lithrea caustica</i>	Bosque espinoso	0,0	0,00%	0,101
32	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Prosopis chilensis</i>	Bosque espinoso	0,0	0,00%	0,178
33	Bosque espinoso de mediterráneo andino de <i>Acacia caven</i> y <i>Baccharis paniculata</i>	Bosque espinoso	42,0	0,09%	0,179
40	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	Bosque esclerofilo	2626,3	1,10%	0,226
43	Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Peumus boldus</i>	Bosque esclerofilo	0,0	0,00%	0,243
34	Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> y <i>Maytenus boaria</i>	Bosque espinoso	418,1	0,22%	0,286
36	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i>	Matorral arborescente	0,0	0,00%	0,290
42	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i>	Bosque esclerofilo	0,0	0,00%	0,348

Tabla 18: Representatividad del SNASPE en el área de estudio de acuerdo al IDE, ordenados según el valor del IDE. Superficie en Hectáreas, ordenada según valor del IDE (Elaboración propia).

Riesgo Disrupción de los ecosistemas del área de estudio según el IDE y SNASPE



 <p>Universidad de Chile Facultad de Arquitectura y Urbanismo Escuela de Pregrado Carrera de Geografía</p> <p>"Análisis de los cambios en la cobertura de los ecosistemas de la zona central de Chile (Regiones V, RM, VI) asociado a dinámicas de uso de suelo"</p> <p>"Memoria para optar al título profesional de Geógrafo"</p>	<p>Leyenda</p> <p> SNASPE</p> <p>IDE</p> <ul style="list-style-type: none"> - D 0 (Sin Disrupción) I 0,000001 - 0,004083 S 0,004084 - 0,063113 R 0,063114 - 0,078130 U 0,078131 - 0,178209 P 0,178210 - 0,242674 C 0,242675 - 0,347938 I Ó N + 	<p>Datum: WGS 1984 Coordenadas GCS</p> <p>Fuente: Elaboración propia en base a Catastro de Bosque Nativo CONAF-CONAMA-BIRF (1997-2013) Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006) IDE (Índice de Disrupción Ecosistémica (Elaboración propia) IDE-MMA SNASPE</p>
--	---	---

Cartografía 12: Identificación de áreas protegidas en contraste al grado de Disrupción Ecosistémica entregado por el Índice de Disrupción Ecosistémica (Elaboración propia).

2.3. Discusiones

En términos generales se identificó que las pérdidas son heterogéneas respecto a su origen y distribución geográfica, es decir, que no todos los ecosistemas pierden ni la misma cantidad de hectáreas por año, ni por el mismo uso o perturbación antrópica. Por un lado existen ecosistemas que han sido ampliamente afectados por la expansión de determinados usos de suelo, los ejemplos más claros son los ecosistemas de la zona costera del área de estudio, los cuales son afectados en su mayoría por el crecimiento en las fronteras de las plantaciones forestales de pino y eucaliptus, las que se expandieron hacia las quebradas que poseían vegetación nativa. Mientras que los ecosistemas de la depresión intermedia se encuentran afectados en su mayoría por usos de suelo agrícolas y urbanos, sin embargo pese a que cada ecosistema presenta una dominancia de ciertos usos de suelo en sus pérdidas, las distribuciones de éstas según su origen son complejas. Aparecen así ecosistemas que además de tener amplias presiones asociadas al cambio de uso de suelo, experimentaron también pérdidas atribuidas a incendios forestales. Los Pisos de Vegetación de la cordillera de la costa fueron los más afectados por incendios forestales durante el periodo de análisis respaldando el postulado de Castillo *et al.* (2004). El cual plateo que para el caso de la Región de Valparaíso este era el patrón más recurrente.

Para el primer periodo comprendido entre los años 1997 y 2013 analizando las pérdidas por cambio de uso de suelo, se demostró la heterogeneidad que éstas exhiben. La distribución general de las pérdidas posiciona a las plantaciones y las superficies de rotación de cultivo como las superficies antrópicas que implicaron las mayores pérdidas en los ecosistemas, ambas representan un 60% del total de la pérdida registrada. Schulz *et al.* (2010) demostraron que el descenso de las coberturas naturales para el periodo comprendido entre 1975 y 2008 fue causado por un incremento en la expansión de las fronteras agrícolas en ese periodo.

Para el periodo más reciente de análisis entre 2004 y 2014, cuyos datos fueron obtenidos utilizando el proyecto Terra-i, se aprecia cómo las pérdidas por concepto de cambio de cobertura originado por perturbaciones como incendios forestales superan ampliamente a las pérdidas detectadas causadas por un cambio de uso de suelo. En adicción se aprecia que ambas dinámicas de pérdidas han tenido al alza. En el caso de las pérdidas por usos de suelo, estas presentan un patrón de comportamiento espacial similar a la que se identificó en el análisis del primer periodo (1997-2013), lo cual podría indicar que las dinámicas temporales de pérdidas detectadas por Terra-i (Ver anexo A) podrían ser congruentes.

En ecosistemas caducifolios la pérdida fue bastante baja, lo que respalda los resultados de Villablanca *et al.* (2011 en UICN, 2011), quien determinó para el área de Altos de Cantillana que las pérdidas se concentraron en los matorrales y bosques esclerofilos, específicamente en el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39). Por otro lado, en el caso del valle de Aconcagua se corrobora el resultado de Soto *et al.* (2011), al identificar el crecimiento de las superficies agrícolas como una expansión hacia las laderas contiguas y ocupando terrenos que poseían vegetación nativa.

Respecto a las pérdidas que no fueron originadas por un cambio de uso de suelo, el análisis que se desarrolló con el Catastro de Incendios Forestales en combinación con Terra-i; permitió corroborar que en general las pérdidas originadas por este tipo de perturbaciones han tendido al alza

paulatinamente en los años más recientes. En particular se destaca la versatilidad que Terra-i logra en detectar este tipo de pérdidas.

El análisis temporal-estacional reveló que pese a que no todas las pérdidas por cambio de cobertura detectadas por Terra-i estuvieron asociadas directamente a un incendio forestal, el patrón de comportamiento recurrente evidencia que la mayor parte de las pérdidas pueden ser influidas por estos incendios forestales, debido a que las pérdidas se concentraron en los periodos estivales; específicamente un 71,4% de las pérdidas detectadas por Terra-i se produjeron en verano. Este resultado permite afirmar que Terra-i representa una herramienta útil y que puede complementar el análisis de pérdidas usando los catastros de uso de suelo en el futuro; pues estos no permiten reflejar las pérdidas originadas por los incendios forestales.

Los ecosistemas localizados en el secano costero que experimentaron las mayores pérdidas no producidas por la expansión de usos de suelo corresponden al Bosque esclerofilo mediterráneo costero *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39) y el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40).

Respecto a los patrones de ocurrencia y comportamiento de los incendios forestales es posible determinar que los grandes incendios se localizan en la cordillera de costa, mientras que eventos de menor tamaño se localizan en las zonas periurbanas de la Región Metropolitana de Santiago, concentrados en laderas y cerros aledaños. El estudio en el caso de los ecosistemas costeros de la Región de Valparaíso, reveló resultados disímiles a lo planteado por Castillo *et al.* (2009), quienes identificaron una disminución en las superficies quemadas hacia el final del periodo entre 2002 y 2008 en la región. Tal diferencia se justifica principalmente en la gran magnitud de los eventos recientes como el incendio de Melipilla (que afectó dos comunas de la Región de Valparaíso) y el incendio de Valparaíso ambos sucesos ocurridos en el presente año.

Respecto al índice de disrupción, se puede llevar la discusión en dos planos, por un lado está el planteamiento teórico-metodológico que el índice representa y por otro lado los resultados prácticos que este entregó en el análisis de los ecosistemas del área de estudio.

De acuerdo a los alcances teóricos y metodológicos se discute la utilidad del Índice de Disrupción Ecosistémica, planteado según los postulados de la UICN (en Rodríguez *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2012; Keith *et al.*, 2013). La utilidad de éste radica en que posibilita la identificación del riesgo de disrupción, utilizando información de fácil acceso y expresándose en un número de fácil interpretación. El índice se fundamenta en el planteamiento teórico referido a que, si un ecosistema experimenta pérdidas de manera acelerada en gran parte de su superficie tendrá un riesgo mayor de que se alteren su composición y función, dando origen a una disrupción (McMichael, 2004). Si bien, se reconoce la dificultad que conlleva el diagnóstico y análisis de un proceso tan complejo (ya que es necesario realizar estudio caso a caso para identificarlo), a través del índice se puede hacer una primera aproximación al estado de riesgo potencial. Es importante plantear que este índice al igual que muchas otras metodologías de análisis que se fundamentan en modelos matemáticos es perfectible, por lo tanto debiesen seguir mejorándose y probándose en estudios futuros.

En resumen, los Pisos de Vegetación con menor grado de riesgo de disrupción según el IDE se localizan en la cordillera andina y en los sectores más altos de la cordillera de la costa, mientras que los que poseen una disrupción mayor según el índice, se sitúan en sectores donde la actividad

antrópica es mayor y las tasas de pérdida en general han sido mayores, teniendo su más alta expresión en la zona costera de la Sexta Región del Libertador Bernardo O’Higgins.

Si consideramos además el análisis de la representatividad del sistema nacional de áreas silvestres protegidas del estado, se pueden ratificar los resultados del trabajo de Pliscoff & Fuentes-Castillo (2008), quienes afirman que en la zona central de Chile la representatividad del SNASPE es muy reducida. Además a esto se le debe sumar el hecho de que si bien existen algunos ecosistemas representados, estos corresponden a los que arrojaron el IDE más bajo y que por lo tanto en el periodo de análisis no experimentaron riesgo. Por consiguiente si consideramos la gran biodiversidad que la Ecorregión Mediterránea posee (Arroyo *et al.*, 2008) y las grandes presiones a las cuales demostró estar sometida el área de estudio en particular (expansión de las plantaciones forestales, terrenos agrícolas, rotaciones de cultivos, zonas urbanas, industriales y el aumento de las superficies quemadas por incendios forestales) se vuelven patentes los desafíos en materia de conservación biológica, gestión, ordenamiento y planificación territorial en el área de estudio que reflejan los resultados.

2.4. Conclusiones

A modo de resumen de la investigación, se identificaron y cuantificaron las pérdidas de las coberturas de los ecosistemas para los últimos 16 años tomando como base dos metodologías de análisis para su identificación y la clasificación de Pisos de Vegetación de Luebert & Pliscoff (2006). Obteniéndose los patrones de pérdida en las coberturas de los ecosistemas e identificando los diferentes procesos que implican una alteración de las superficies de los ecosistemas en los últimos 16 años, además se espacializaron dichas pérdidas y se las analizaron a nivel temporal en los últimos 10 años.

Con esto se planteó un índice denominado Índice de Disrupción Ecosistémica (IDE), fundamentado en la teoría de las Listas Rojas de Ecosistemas de UICN, que busca evaluar la condición de riesgo potencial de disrupción de un determinado ecosistema. Analíticamente se basa en la relación que existe entre la Severidad Relativa, entendida como una aceleración en un periodo de tiempo de la pérdida de una variable y la Extensión en la que esta se manifiesta, considerando todos los efectos funcionales que este proceso conlleva y que fundamentan la idea de disrupción. Posteriormente se aplicó dicho índice para el caso de estudio y se lo analizó utilizando la información levantada en el análisis de pérdida por cambio de uso y cobertura, para evaluar la condición de los ecosistemas y compararlos con el resultado del índice obteniendo el origen probable del riesgo de disrupción. Finalmente se analizaron las áreas protegidas del área de estudio en función de los resultados del índice de disrupción ecosistémica para evaluar su desempeño en la conservación de los ecosistemas presentes.

Es necesario señalar que existió una cantidad de pérdidas detectadas por Terra-i que no pudieron asociarse a incendios forestales y que podrían asociarse con otras dinámicas de perturbación antrópica. Las limitaciones en la determinación de dichas pérdidas se dieron principalmente por escasez de información y los altos rangos de error que poseen los datos de incendios forestales hasta el año 2010.

A modo de conclusiones generales, el índice sugiere que las tasas de pérdida en las coberturas de los ecosistemas se han acelerado en los últimos 16 años, a su vez estas tasas se han fundamentado en las grandes pérdidas que los diferentes usos de suelo han presentado sobre las coberturas naturales. Algunos de Pisos de Vegetación más afectados fueron el Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42), el Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34) y Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40).

Finalmente es posible apreciar un escenario bastante complejo desde el punto de vista espacial, ya que existen diferentes polos de concentración de las pérdidas. Por un lado se reconoce a la zona costera como un importante foco de concentración de pérdida acelerada de coberturas de los ecosistemas, vinculadas a la expansión de plantaciones forestales exóticas. Mientras que en la zona de la depresión intermedia dentro del área de estudio, las coberturas naturales han sido ampliamente afectadas por el crecimiento de las fronteras agrícolas tanto como urbanas en las periferias de la ciudad Santiago (en especial en el sector nororiente debido a la expansión inmobiliaria). A este panorama se le suma un incremento en las superficies quemadas por incendios forestales hacia los últimos años del periodo de análisis, las que tienden a concentrarse en la cordillera de la costa.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, C., GUNDERSON, L., JOHNSON, A. (2005). The use of discontinuities and functional groups to assess relative resilience in complex systems. *Ecosystems* 8:958-966.
- ÁLVAREZ, L., SILVA, L., SOTO, M. (2009). Dimensión espacial de la movilidad cotidiana universitaria: el caso del gran Valparaíso. *Revista INVI*. Nº 65, May 2009, Volumen Nº 24: 19-77
- ARAYA-VERGARA, J. (2001). “Apuntes Cátedra de Geomorfología”. Escuela de Geografía, Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- ARRIAGA, L. (2009). Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar, *investigación ambiental* 1 (1): 6-16
- ARROYO, M., MARQUET, P., MARTICORENA, C., SIMONETTI, J., CAVIERES, L., SQUEO, F., ROZZI R., & MASSARDO, F. (2008). El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. En CONAMA, 2008. *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos*, Ocho Libros Editores (Santiago de Chile), 640 pp.
- BENNETT, A., & SAUNDERS, D. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. pp 88–106 in *Conservation Biology for All*. (Eds. N. Sodhi and P. Ehrlich). Oxford University Press.
- BENOIT, I. (1998). Áreas silvestres protegidas del Estado: Una visión histórica. *Chile Forestal* 162/212:2-12; Meza A. (2008) “Chile: Institucionalidad pública para la conservación de los bosques y su patrimonio natural y cultural”, en “Curso: Diseño de Políticas Públicas Forestales y Gestión Social” de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile.; Simonetti J., P. Villarroel, C. Sepúlveda & A. Tacón, 2006. *Diversidad Biológica*, Cap. 4 en *Informe País: Estado del medio ambiente en Chile 2005 GEO CHILE*, Universidad de Chile-LOM
- BENSON, J. (2013). Matorral de vid subtropical seco semi-siempre verde de Oliva Mock- Geijera parviflora- Ehretia membranifolia- Carissa en el sureste de Australia. *Material Suplementario Apéndice S2* pp: 104-110. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111.
- BISHOP, C. (2007). *Pattern Recognition and Machine Learning* (2nd Ed.). Springer.
- BÖRGEL, R. (1983). *Geomorfología de Chile*, I.G.M. Santiago de Chile.
- BURGMAN, M., FERSON, S., AKCAKAYA, H. (1993). *Risk assessment in conservation biology*. Chapman and Hall: London.
- BUSTAMANTE, R., & CASTOR, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruii (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.
- CALLICOTT, J., CROWDER, L., & MUMFORD, K. (1999). Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13:22-35
- CARDINALE, R., DUFFY, J., GONZALEZ, A., HOOPER, D., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G., TILMAN, D., WARDLE, D., KINZIG, A., DAILY, G., LOREAU, M., GRACE, J., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D., & NAEEM, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.

- CASTILLO, M., RODRÍGUEZ Y SILVA, F., & MOLINA, J. (2009). Situación de los incendios forestales de vegetación nativa en la región de Valparaíso, Chile Central. *Geographicalia*. 56, (89-110).
- CAUGHLEY, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244
- CDB (1992). Convenio para la Diversidad Biológica. Cumbre de la Tierra. Rio de Janeiro, Brasil.
- CHUVIECO, E. (1995). Fundamentos de Teledetección. Segunda edición. Ediciones Rialp S.A Madrid. 449p.
- COCA-CASTRO, A., REYMONDIN, L., BELLFIELD, H., & HYMAN, G. (2013). Land Use Status and Trends in Amazonia. Report for Global Canopy Programme and International Center for Tropical Agriculture as part of the Amazonia Security Agenda project.
- CONACHER, A. (2001). Land Degradation. The GeoJournal Library. Kluwer Academic Publishers ISBN 0-7923-6770-7. 391p
- CONAF (2013). Plantaciones Forestales Efectuadas Durante el Año 2012. Informe Técnico. Disponible en: http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1381758152PlantacionesForestales2012.pdf
- CONAF (2014). Catastro de incendios forestales entre 1985 y 2013. Dirección de Manejo del Fuego. Santiago de Chile.
- CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, & Universidad de Concepción (1999). Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios. Santiago. Chile: Corporación Nacional Forestal (CONAF) Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA)
- CONAMA (2008). Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos, Ocho Libros Editores (Santiago de Chile), 640 pp.
- COPPIN, P., JONCKHEERE, I., NACKAERTS, K., MUYS, B. (2004). Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing* 25(9): 1565-1596.7
- CORTES, A. (2012). Assessing the ground truth drivers of land cover and land use changes at a local scale in Cundinamarca and Tolima Departments in Colombia. University of Southampton. 55p.
- COWLING, R., KNIGHT, A., FAITH, D., FERRIER, S., LOMBARD, A., DRIVER, A., ROUGET, M., MAZE, K., & DESMET, P. (2004). Nature conservation requires more than a passion for species. *Conservation Biology* 18:1674-1676.
- DALE, V., BROEN, S., HAEUBER, R., HOBBS, N., HUNTLY, N., NAIMAN, R., RIEBSAME, W., TURNER, M., & VALONE, T. (2000). Ecological principles and guidelines for managing the use of land: a report from the Ecological Society of America. *Ecological Applications* 10: 639:670
- DANIDA (1996). Strategies of Individual Organizations, Ministry of Foreign Affairs of Denmark, Copenhagen.
- DELGADO, L., & MARÍN, V. (2005). FES-sistema: un concepto para la incorporación de las sociedades humanas en el análisis medioambiental en Chile. *Revista Ambiente y Desarrollo* 21(3): 18-22, Santiago de Chile.

DGA (1988). Balance Hídrico de Chile. Dirección General de Aguas en colaboración con UNESCO. Litografía Marinetti S.A. Santiago de Chile. 62 pp.

DIAMOND, J. (1989). The Present, Past and Future of Human-Caused Extinction Philosophical Transactions of the Royal Society of London - Series B 325: 469-477.

ECHEVERRÍA, C., COOMES, D., SALAS, J., REY-BENAYAS, J., LARA, A., NEWTON, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.

FRANKEL, O., & SOULÉ, M. (1992). *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 237 p.

FUENZALIDA, C. (2008). Agroempresas en la comuna de San Pedro, Región Metropolitana. *Boletín de Geografía UMCE*, N°28. Pág. 68-89. Santiago.

GARREAUD, R., & RUTLLANT, J. (1997). Precipitación estival en los Andes de Chile central: aspectos climatológicos. *Atmósfera (México)*, 10 (4): 191-211,

GOLLEY, F. (1993). *A history of the ecosystem concept in ecology*. Yale Univ.

HANSEN, M., STEHMAN, S., & POTAPOVA, P. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. 8650–8655, *PNAS*, May 11, 2010, vol. 107, no. 19. Disponible en: www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0912668107.

HARPOLE, W., & TILMAN, D. (2007). Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature* 446: 791-793.

HECHENLEITNER, V., GARDNER, M., THOMAS, P., ECHEVERRÍA, C., ESCOBAR, B., BROWNLESS, P., MARTÍNEZ, A. (2005). *Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución, Conservación y Propagación*. Primera Edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 pp

HOBBS, R., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, S., BRIDGEWATER, P., CRAMER, V., EPSTEIN, P., EWEL, J., KLINK, C., LUGO, A., NORTON, D., OJIMA, D., RICHARDSON, D., SANDERSON, E., VALLADARES, F., VILÀ, M., ZAMORA, R., & ZOBEL, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology Biogeography* 15: 1–7.

HOBBS, R. (2007). Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology* 15 (2) 354-357.

HOLDAWAY, R., WISER, S., RICHARDSON, S., & ARNST, E. (2013). Campos de grava de granito y planicies arenosas, Nueva Zelanda. Material Suplementario Apéndice S2 PP.: 120-125. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111.

HOLLING, C. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.

ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE MARÍA PINTO (2011). Plan de desarrollo comunal.

INE (2014). Proyección de Población 2014. Subdepartamento Estadísticas Demográficas, Instituto Nacional de Estadísticas. Disponible en: http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/familias/demograficas_vitales.php

INNOVA CHILE – INFOR (2008). Línea Base de Información del Sector Forestal de las Regiones de O’Higgins y del Maule: Proyecto herramientas innovativas para el desempeño comercial de pequeños y medianos productores forestales en Chile. I.S.B.N.: 978-956-318-010-7

IPCC (2002). Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC. 93 págs. ISBN: 92–9169–104–7

IZCO, J., BARRENO, E., BRUGUÉS, M., COSTA, M., DEVES, J., FERNÁNDEZ, F., GALLARDO, T., LLIMONA, X., SALVO, E., TALAVERA, S., & VALDÉS, B. (2004). Botánica. 2a edición. McGraw-Hill Interamericana, Madrid.

JAX, K., & ROZZI, R. (2004). Ecological theory and values in the determination of conservation goals: examples from temperate regions of Germany, United States of America, and Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77: 349-366.

JENSEN, R. (1997). *Quercus* Linnaeus sect. *Lobatae* Loudon, the red or black oaks. In: Flora of North America editorial board. *Flora of North America*, vol. 3. Oxford: Oxford University Press; 447-468.

KEITH, D., RODRÍGUEZ, J., RODRÍGUEZ-CLARK, K., AAPALA, K., ALONSO, A., ASMUSSEN, M., BACHMAN, S., BASSETT, A., BARROW, E., BENSON, J., BISHOP, M., BONIFACIO, R., BROOKS, T., BURGMAN, M., COMER, P., COMÍN, F., ESSL, F., FABER-LANGENDOEN, D., FAIRWEATHER, P., HOLDAWAY, R., JENNINGS, M., KINGSFORD, R., LESTER, R., MAC NALLY, R., MCCARTHY, M., MOAT, J., NICHOLSON, E., OLIVEIRA-MIRANDA, M., PISANU, P., POULIN, B., RIECKEN, U., SPALDING, M., & ZAMBRANO-MARTÍNEZ, S. (2013). Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems, *PLOS ONE* 8(5): e62111.

KEITH D. (1998). An evaluation and modification of World Conservation Union Red List criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* 12:1076-1090.

KEITH, D. (2013a). Pantanos de arenisca de tierras altas costeras, sureste de Australia. Material Suplementario Apéndice S2 pp: 11-20. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111.

KEITH, D. (2013b). Fynbos de las planicies arenosas del Cabo, Sudáfrica. Material Suplementario Apéndice S2 pp: 126-132. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111

KEITH, D., BA, T., & TAPPAN, G. (2013). Bosques de Gonakier de la planicie de inundación del río Senegal, Senegal y Mauritania. Material Suplementario Apéndice S2 pp: 73-80. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111.

KEYSTONE CENTER (1991). Oslo Plenary Session. Final Consensus Report: Global Initiative for the Security and Sustainable Use of Plant Genetic Resources. Third Plenary Session, 31 May-4 June 1991, Oslo, Norway (Keystone, Colorado: Keystone Center).

KOZU, T., KAWANISHI, T., KUROIWA, H., KOJIMA, M., OIKAWA, K., KUMAGAI, H., OKAMOTO, K., OKUMURA, M., NAKATSUKA, H., NISHIKAWA, K. (2001). Development of precipitation radar onboard the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) satellite. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 39, 102-116.

LA TERCERA (4 de enero de 2014). Nube de humo en Santiago por Incendios en Melipilla. Santiago de Chile.

LARA, A., ARAYA, L., CAPELLA, L., FIERRO, M., CAVIERES, A. (1989). Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII Región. Santiago, Chile. 22 p.

LARROSA, J. (2000). Procesamiento digital de imágenes. Disponible en: <http://jlarrosa.tripod.com.files/teledeteccion.pdf>. Revisado el: 20/10/2014.

LEISHER, C., TOUVAL, J., HESS, S., BOUCHER, T., & REYMONDIN, L. (2013). Land and Forest Degradation inside Protected Areas in Latin America. *Diversity* 2013, 5, 779-795; doi: 10.3390/d5040779.

LEUSCHNER, C. (2005). Vegetation and ecosystems. En: *Vegetation ecology* (van der Maarel, E., ed.), pp. 85-105. Blackwell Science, Oxford.

LIKENS, G. (1992). *The ecosystem approach: its use and abuse*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

LOVEJOY, T. (1980). IN: BARNEY, G.O. (Ed.), *The Global 2000 Report to the President The Technical Report*, vol. 2. Penguin, pp. 327–332

LUEBERT, F., & PLISCOFF, P. (2006). *Sinopsis Climática y Vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 287 p.

MAC NALLY, R., CUNNINGHAM, S., & NEWELL, G. (2013). Ecosistema de eucalipto rojo y boj negro de la planicie de inundación, sureste de Australia. *Material Suplementario Apéndice S2* pp: 82-93. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111

MACARTHUR, R., & WILSON, E. (1963) An equilibrium theory of insular zoogeografía. *Evolution* 17:373-387.

MACE, G., COLLAR, N., GASTON, K., HILTON-TAYLOR, C., AKÇAKAYA, H., LEADER-WILLIAMS, N., MILNER-GULLAND, E., & STUART, S. (2008). Quantification of extinction risk: UICN’s system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22: 1424-1442.

MACKAY, D. (1992). Bayesian Interpolation. *Neural Computation* 4, 415-447 Massachusetts Institute of Technology.

MAINVILLE, N., WEBB, J., LUCOTTE, M., DAVIDSON, R., BETANCOURT, O., CUEVA, E., MERGLER, D. (2006). Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Science of the Total Environment* 368: 88-98

MARQUET, P., & BRADSHAW, G. (2004). SYMPOSIUM: ECOSYSTEM DISRUPTIONS IN THE AMERICAS. *Revista chilena de historia natural*, 77(3), 369-370. Recuperado en 02 de octubre de 2014, de

MARTICORENA, C. (1990). Contribución a la estadística de la flora vascular de Chile. *Gayana Bot.* 47(3-4):85-113.

MARTICORENA, C., & RODRÍGUEZ, R. (1995). *Flora de Chile*. Vol. 1. Universidad de Concepción, Concepción.

MCMICHAEL, A. (2004). Environmental and social influences on emerging infectious diseases: past, present and future. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 2004 Jul 29; 359(1447):1049-58.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis.* Island Press, Washington, D.C.

MILLER, J., & HOBBS, R. (2007). Habitat restoration – do we know what we are doing? *En Restoration Ecology* 15 (3): 382-390.

MMA (2011) Informe del estado del medio ambiente. Disponible en http://www.mma.gob.cl/portal_2011/articles-52016_Presentacion_IEMA_2011.pdf Revisado el: 20/10/2014.

MMA (2014). Base de Datos Unificada de Especies Amenazadas. Disponible en: <http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/listado-especies-nativas-segun-estado-2014.htm> Revisado el: 20/10/2014.

MONTENEGRO, G., GINOCCHIO, R., GÓMEZ, M., SEGURA, A., & KEELY, E. (2004). Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean- climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural.* 77(3):455 – 464-

MOUTINHO, P., & SCHWARTZMAN, S. (2005). *Tropical Deforestation and Climate Change.* Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) and Environmental Defense (ED).

NICHOLSON, E., KEITH, D., WILCOVE, D. (2009). Assessing the conservation status of ecological communities. *Conservation Biology* 23: 259-274.

NORSE, E., ROSENBAUM, K., WILCOVE, D., WILCOX, B., ROMME, W., JOHNSTON, D., & STOUT, M. (1986). *Conserving Biological Diversity in our National Forests.* Washington, D.C.: The Wilderness Society.

NORTON, B. (1987). *Why preserve natural variety?* Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

NOSS, R. (1990). "Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach", *Conservation Biology* 4: 355-364.

NOSS, R. (1996). Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology & Evolution* 11:351

NOSS, R., DOBSON, A., BALDWIN, R., BEIER, P., DAVIS, C., DELLASALA, D., FRANCIS, J., LOCKE, H., NOWAK, K., LOPEZ, R., REINING, C., TROMBULAK, S., & TABOR, G. (2012). *Bolder Thinking for Conservation.* *Conservation Biology.* Volume 26, No. 1.

O'NEILL, R. (2001). Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course!). *Ecology* 82: 3275 – 3284.

OCDE-CEPAL (2005). *Environmental Performance Reviews – Chile.* Naciones Unidas, CEPAL

ODUM, E. (1969) *The Strategy of ecosystem development.* *Science,* 164, 262-270.

- PATZ, J., & CONFALONIERI, U. (2004). La salud humana: enfermedades infecciosas y parasitarias. En millennium ecosystem assessment: condiciones y tendencias. Washington, DC: Island Press. (En la prensa).
- PEÑA, J. (2007). Efectos ecológicos de los cambios de coberturas y usos de suelo en la Marina Baixa (Alicante). Memoria Para optar al grado de Doctor en Biología. Universidad de Alicante. España.
- PEQUEÑO, G. (1998). Ictogeografía marina y patrimonio natural de Chile. En De patrias, territorios, identidades y naturaleza (M.A. Salazar y P. Videgain, editores). DIBAM, Santiago, pp. 121-147.
- PETERSON, G., ALLEN, C., HOLLING, C. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1: 6–18
- PICKETT, S., & CADENASSO, M. (2002). The ecosystem as a multidimensional concept: meaning, model, and metaphor. *Ecosystems* 5: 1–10.
- PLISCOFF, P., & FUENTES-CASTILLO, T. (2008). Análisis de Representatividad Ecosistémica de las Áreas Protegidas Públicas y Privadas en Chile. En Creación de un sistema nacional integral de áreas protegidas para Chile: documentos de trabajo” Proyecto GEF-SNAP.
- PLISCOFF, P., & LUEBERT, F. (2008) “Diversidad de ecosistemas terrestre” en CONAMA, 2008. Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos, Ocho Libros Editores (Santiago de Chile), 640 pp
- PNUMA-CDB (2011). Viviendo en armonía con la naturaleza: Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020. Boletín 68 paginas. Disponible en: <http://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheets-es-web.pdf> Revisado 08/09/2014
- PODUJE, I. (2006). El globo y el acordeón: planificación urbana en Santiago, 1960-2004 [capítulos de libros]. Publicado en: Galetovic, Alexander, Centro de Estudios Públicos. Santiago, dónde estamos y hacia dónde vamos. Santiago, 2006, 579 p. Ubicación: 711.4(831.8-25)/C397 s, pp.231-276, Ubicación: 711.4 (831.8-25) C397
- POMPA, M. (2008). Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México. *Avances en investigación agropecuaria. AIA.* 12(2): 23-34, ISSN 0188789-0
- PORTER, S., & SAVIGNANO, D. (1990). Invasion of Polygyn fire ants decimates native ants and disrupts arthropod community. *Ecology*, Vol, 71, No. 6 2095-2106.
- POULIN, B. (2013). Cañaverales europeos. Material Suplementario Apéndice S2 pp: 64-69. En: (D.A. Keith et al., 2013) *PLOS ONE* 8(5): e62111.
- POZO, C., & LLORENTE, J. (2002). La teoría del equilibrio insular en biogeografía y conservación. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 26 (100): 321-339. ISSN 0370-3908.
- RAMSAR (1971). Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. 11p. Iran
- REY BENAYAS, J., CRISTÓBAL, R., KITZBERGER, T., MANSON, R., LÓPEZ-BARRERA, F., SCHULZ, J., VACA, R., CAYUELA, L., RIVERA, R., MALIZIA, L., GOLICHER, D., ECHEVERRÍA, C., DEL CASTILLO, R., SALAS, J. (2011). Evaluación de la extensión actual y pérdida reciente de los ecosistemas forestales en zonas secas. En Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina NEWTON, A.C. Y TEJEDOR, N. (Eds.) UICN (2011).

RIVAS, M. (2010). Valorización y conservación de la biodiversidad del Uruguay. In: Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. En: García Préchac, F., Ernst, O.; Arbeletche, P., Perez, M.; Pritsch, C., Ferenczi, A., Rivas, M. Artículo 2. Fondo Universitario para contribuir a la comprensión pública de temas de interés general. Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

RODRÍGUEZ, J., RODRÍGUEZ-CLARK, K., BAILLIE, J., ASH, N., BENSON, J., BOUCHER, T., BROWN, C., BURGUESS, N., COLLEN, B., JENNINGS, M., KEITH, D., NICHOLSON, E., REVENGA, C., REYERS, B., ROUGET, M., SMITH, T., SPALDING, M., TABER, A., WALPOLE, M., ZAGER, I., & ZAMIN, T. (2011). Establishing IUCN Red List Criteria for Threatened Ecosystems (includes Version 1 of the proposed categories and criteria). *Conservation Biology* 25 (1): 21–29.

RODRÍGUEZ, J., RODRÍGUEZ-CLARK, K., KEITH, D., BARROW, E., BENSON, J., NICHOLSON, E., & WIT, P. (2012). IUCN Red List of Ecosystems, S.A.P.I.EN.S [Online], 5.2 | 2012, Disponible en: URL: <http://sapiens.revues.org/1286>.

RODRÍGUEZ, G., & BAUTISTA, M. (2011). Cambio de uso del suelo y deforestación en el Estado de Jalisco Geografía y medio ambiente 13p. Disponible en: <http://iieg.gob.mx/contenido/GeografiaMedioAmbiente/Cambiodeusodelsueloparaestudiodebiodiversidad.pdf> Revisado el: 10/10/2014.

ROERINK, G., MENENTI, M., VERHOEF, W. (2000). Reconstructing cloud free NDVI composites using Fourier analysis of time series. *Int. J. Remote Sens.*, 21, 1911–1917.

ROMERO, H., & MOLINA, M. (2008). Relación espacial entre tipos de usos y coberturas de suelos e islas de calor en Santiago de Chile. *Anales Sociedad Chilena de Ciencias*.

ROMERO, H., MOLINA, M., MOSCOSO, C., SMITH, P., (2006). Cambios de usos y coberturas de los suelos asociados a la urbanización de las metrópolis chilenas. El aporte de la Geografía en la superación de los desequilibrios territoriales y sociales: XXVII Congreso Nacional y XX Internacional de Geografía. Oct. 17 – 20, Concepción, Chile.

ROSEN, W. (1985). Foro Nacional de Biodiversidad, Washington D.C. Estados Unidos.

ROZZI, R., ARMESTO, J., FIGUEROA, J. (1994). Biodiversidad y conservación de los bosques nativos de Chile: una aproximación jerárquica. *BOSQUE* 15(2): 55-64.

SANDOVAL, G. (2009). Análisis del proceso de cambio de uso y cobertura de suelo en la expansión urbana del gran Valparaíso, su evolución y escenarios futuros. Memoria para optar al Título Profesional de Geógrafo. Universidad de Chile. 79 pág.

SAUD, V. (2007). La interfase rural/urbana de la Región Metropolitana como escenario para la formulación de instrumentos de planificación participativa. El caso de la Comuna de Buin. *Revista Electrónica DU&P. Diseño Urbano y Paisaje Volumen IV N°10*. Centro de Estudios Arquitectónicos, Urbanísticos y del Paisaje Universidad Central de Chile. Santiago, Chile. Abril.

SCHEFFER, M., CARPENTER, S., FOLEY, J., FOLKE, C., WALKER, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591-596

SCHULZ, J., CAYUELA, L., ECHEVERRÍA, C., SALAS, J., REY BENAYAS, J. (2010). Land cover dynamics of the dryland forest landscape of Central Chile. *Applied Geography* 30: 436–447 ISSN 0717-4497.

SERNAGEOMIN (2012). Atlas de Faenas Mineras, Regiones de Valparaíso, del Libertador General Bernardo O’Higgins y Metropolitana de Santiago (Versión Actualizada). Servicio Nacional de Geología y Minería, Mapas y Estadísticas de Faenas Mineras de Chile No 9: 177 p. Santiago.

SIMONETTI, J. (2002). Diversidad biológica. In: Gligo, G. (ed) Estado del medio ambiente en Chile 2002: 161-195. LOM Ediciones, Santiago.

SIMONETTI, J. (2011). Conservation biology in Chile: Are we fulfilling our social contract? Revista Chilena de Historia Natural 84: 161-170, 2011.

SIMONETTI, J., ARROYO, M., SPOTORNO, A., & LOZADA, E. (1995). Diversidad biológica de Chile. CONICYT, Santiago.

SIMONETTI, J., VILLARROEL, P., SEPÚLVEDA, C., & TACÓN A. (2005). Diversidad Biológica, En: GEO CHILE Informe País, estado del medio ambiente en Chile. Universidad de Chile, Instituto de Asuntos Públicos, Centro de Análisis de Políticas Públicas

SOTO, M., ARRIAGADA, J., CASTRO, C., MAERKER, M., & RODOLFI, G. (2011). Relación entre el cambio de uso del suelo en la cuenca del Aconcagua y su litoral arenoso correlativo: Chile central. Revista de geografía Norte Grande, 187-202.

SOULÉ, M., & TERBORGH, J. (1999). "Conserving nature at regional and continental scales — a scientific program for North America," *BioScience* 49. 809-817. 3.

SPELLERBERG, I., & HARDES, S. (1992). *Biological Conservation*. Cambridge University Press.

SQUEO, F., ESTÉVEZ, R., STOLL, A., GAYMER, C., LETELIER, L., & SIERRALTA, L. (2012). Towards the creation of an integrated system of protected areas in Chile: achievements and challenges. *Plant Ecology & Diversity*, DOI:10.1080/17550874.2012.67901

SVANCARA, L., BRANNON, R., SCOTT, J., GROVES, C., NOSS, R., & PRESSEY, R. (2005). Policy-driven vs. evidence-based conservation: a review of political targets and biological needs. *Biological Sciences* 55:989–995.

TANSLEY, A. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.

TERBORGH, J., LOPEZ, T., TELLO, J., YU, D., & BRUNI, A. (1997). Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. Pages 256-274 in W. F. Laurance and R. O. Bierregaard Jr., editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.

TERRA-I (2012). Methodology for near real-time monitoring of habitat change at continental scales using MODIS-NDVI and TRMM. 33p.

TERRA-I (2014). “Sobre nosotros” Sitio Web oficial, disponible en: <http://www.terra-i.org/> Revisado el 08/10/2014.

TILMAN, D., MAY, R., LEHMAN, C., & NOWAK, M. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.

TNC (2014). Sitio web oficial de The Nature Conservancy disponible en: <http://www.mundotnc.org/> Revisado el 25/09/2014.

TROMBULAK, S., OMLAND, K., ROBINSON, J., LUSK, J., FLEISCHNER, T., BROWN, G., & DOMROESE, M. (2004). Principles of conservation bio-logy: Recommended guidelines for conservation literacy from the Education Committee of the Society for Conservation Bio-logy. *Conservation Biology*, 18: pp. 1180-1190. Disponible en: http://www.conbio.org/images/content_prof_dev/conservation_literacy_espanol1.pdf Revisado el 08/09/2014 Revisado 08/09/2014.

UICN (1992). Global biodiversity strategy (GBS) Guidelines for Action to Save, Study and Use Earth's Biotic Wealth sustainably and equitably. World Resources Institute (WRI), World Conservation Union (IUCN) United Nations Environmental Programme (UNEP), IUCN, Gland, Switzerland, Pp.30-100.

UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.

UICN (2011). Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina Newton, A.C. y Tejedor, N. (Eds.) (2011).

UICN (2012a). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. Vi + 34pp. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).

UICN (2012b). Programa de la UICN 2013-2016: Adoptado por el Congreso Mundial de la Naturaleza de la UICN, septiembre de 2012. *Naturaleza* 32 pág. Disponible en: http://cmsdata.iucn.org/downloads/programa_de_la_uicn_2013_2016_final_29_nov_12.pdf Revisado 08/09/2014.

UICN (2014a). Sitio Web Oficial <http://www.iucnredlistofecosystems.org/>.

IUCN (2014b). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

VAN DER MAAREL, E., & FRANKLIN, J. (2013). *Vegetation Ecology*, Second Edition John Wiley & Sons, 556 Pp.

VILLABLANCA, J., HERNÁNDEZ, C., SMITH-RAMÍREZ, J., SCHULZ. (2011). Cambios en la cubierta vegetal de las cadenas montañosas del centro de Chile (1955–2008) en Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina UICN. (2011).

VISCONTI, P., PRESSEY, R., SEGAN, D., WINTLE, B. (2010). Conservation planning with dynamic threats: The role of spatial design and priority setting for species' persistence. *Biological Conservation* 143: 756 -767.

VITOUSEK, P., MOONEY, H., LUBCHENCO, J., & MELILLO, J. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.

WALTER, K., & GILLET, H. (Eds.). (1998). 1997 IUCN Red List of Threatened Plants. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 862 pp.

WHITTAKER, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251

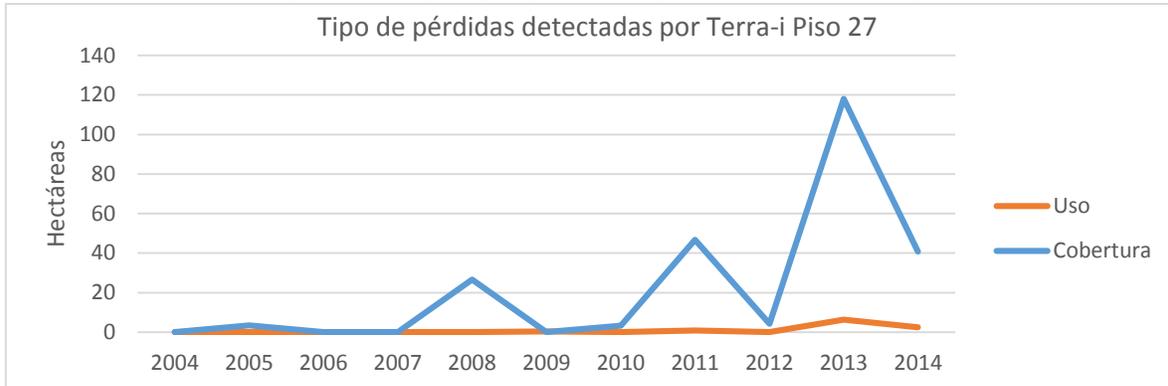
WHITTAKER, R. (1975). *Communities and Ecosystems*. 2nd ed. MacMillian, New York. 385 pp.

WHITTAKER, R., WILLIS, K., & FIELD, R. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28, 453-470.

WILSON, E. (1989). Threats to biodiversity. *Scientific American* Sept: 108-01.

ANEXOS

ANEXO A: Pérdidas en las coberturas de los ecosistemas originados por expansión de uso de suelo (Línea azul) y perturbaciones en coberturas naturales (Cambio de cobertura (Línea salmón)) en los últimos 10 años (2004-2014), según piso de vegetación detectados por Terra-i.



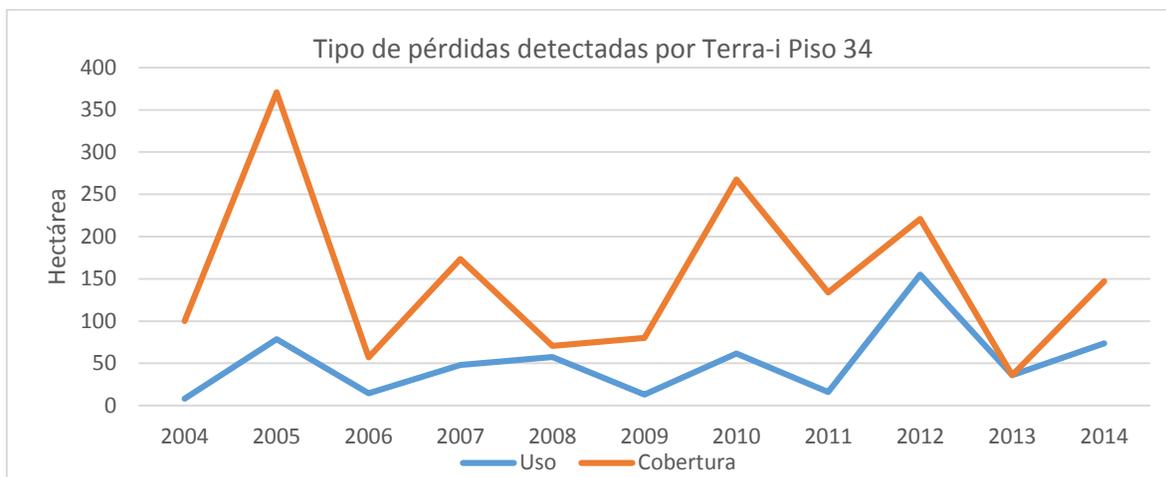
Anexo A1: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Matorral espinoso mediterráneo interior de *Trevoa quinquinervia* y *Colliguaja odorifera* (27)



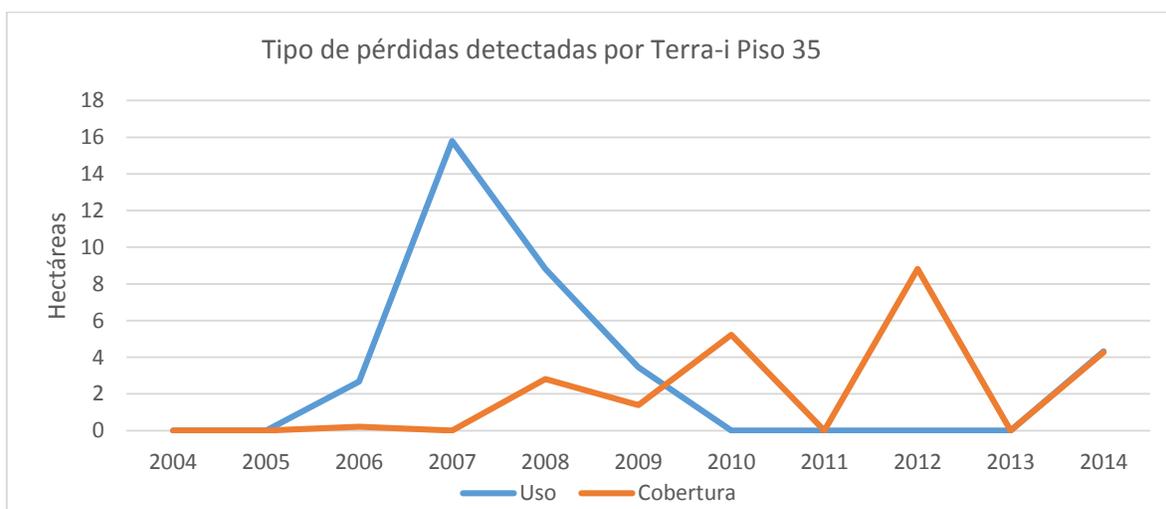
Anexo A2: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis* (32)



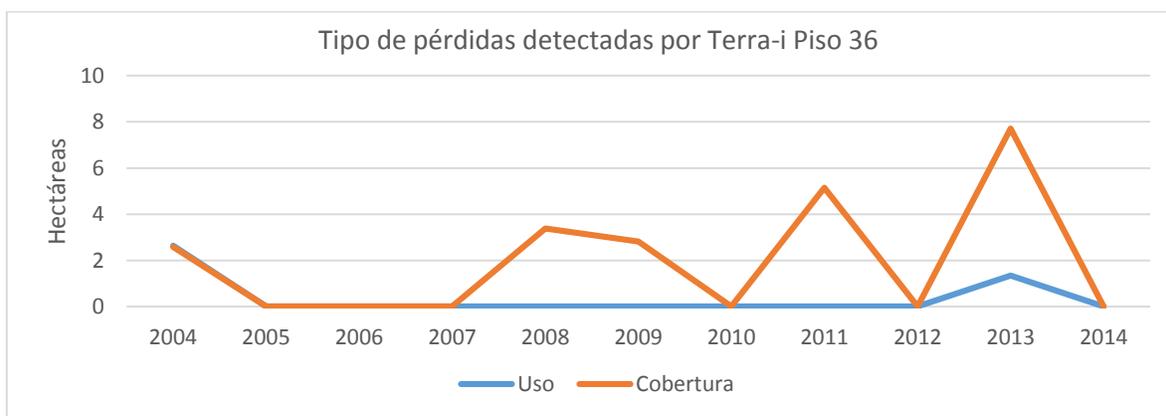
Anexo A3: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33)



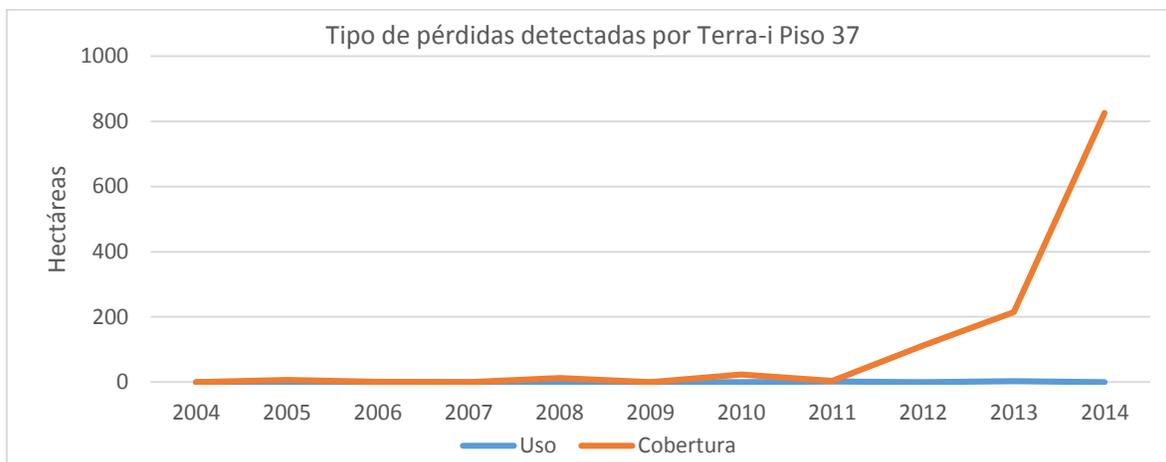
Anexo A4: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34)



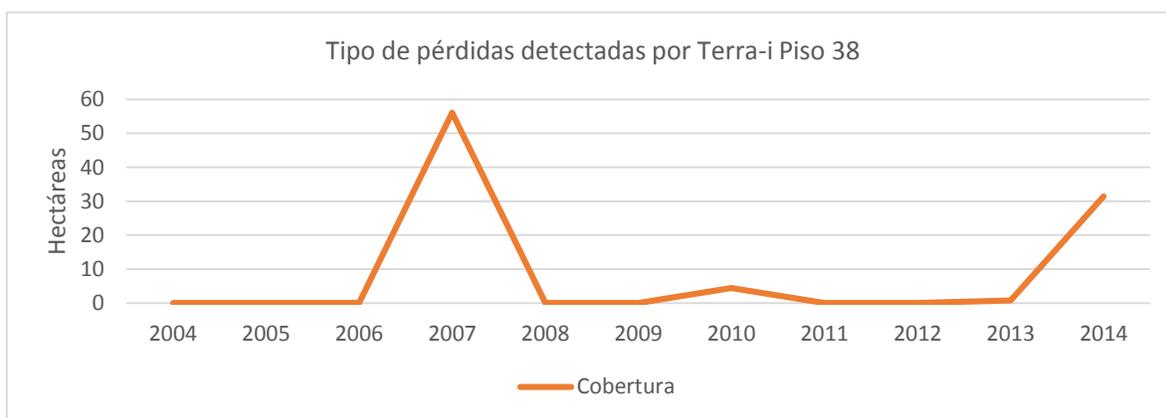
Anexo A5: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Lithrea caustica* (35)



Anexo A6: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (36)



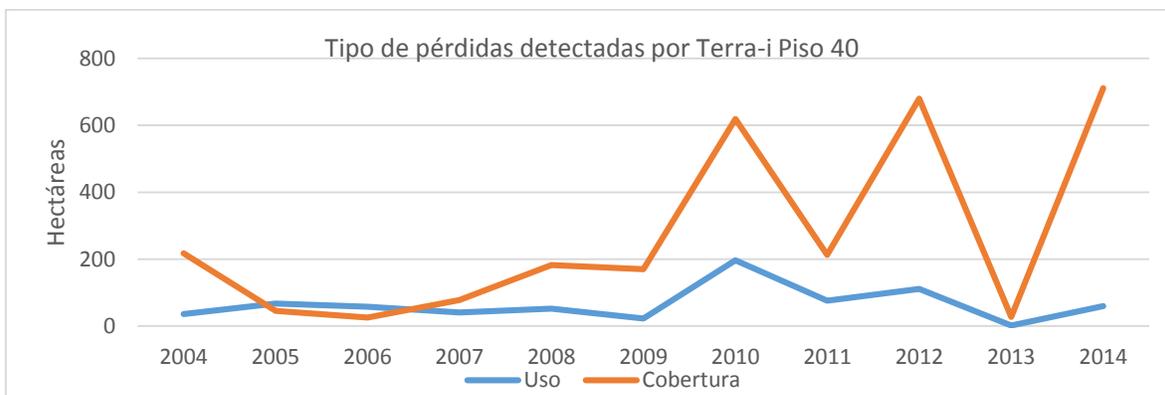
Anexo A7: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilens* (37)



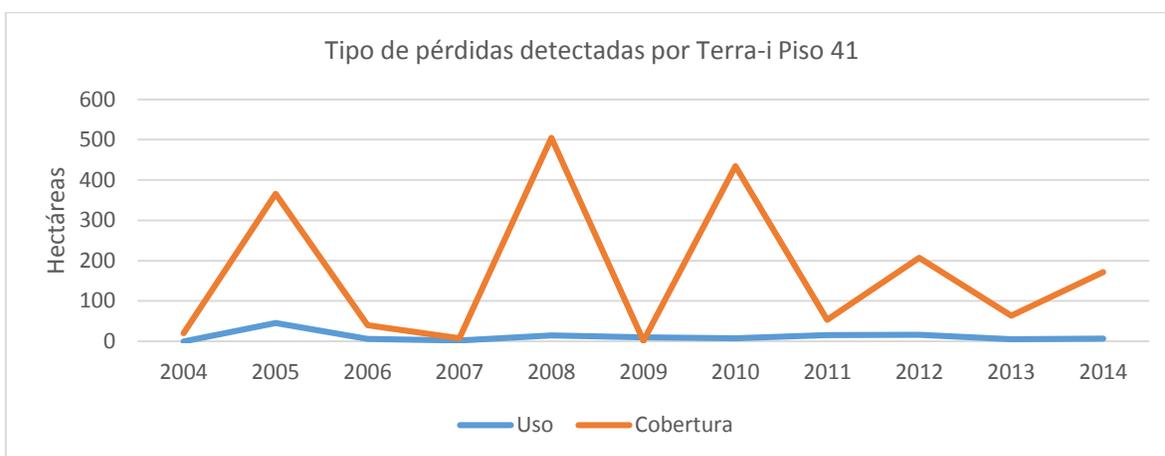
Anexo A8: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Kageneckia angustifolia* y *Guindilia trinervis* (38)



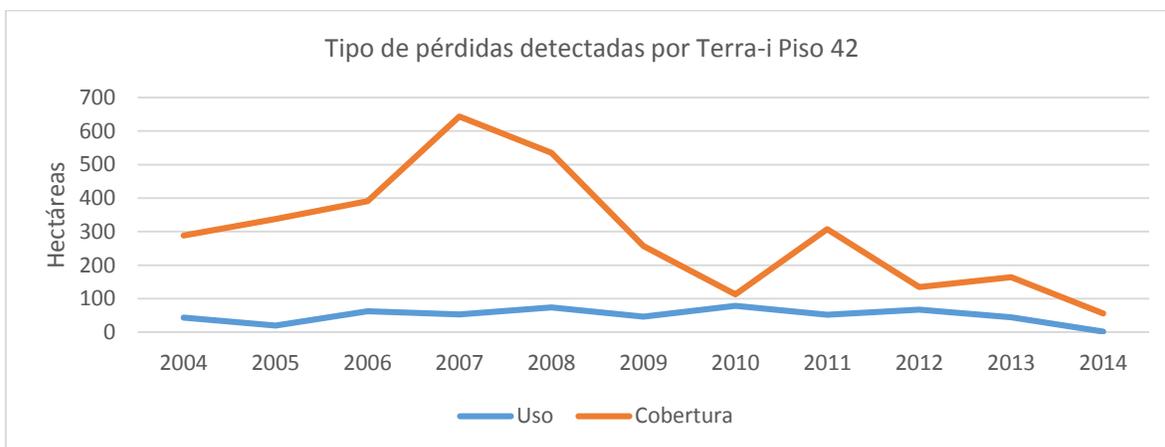
Anexo A9: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39)



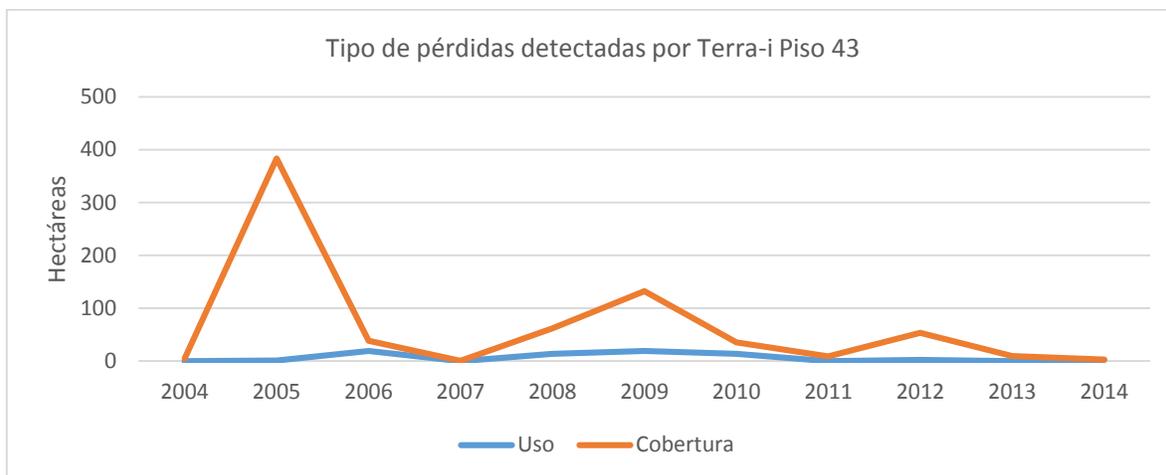
Anexo A10: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40)



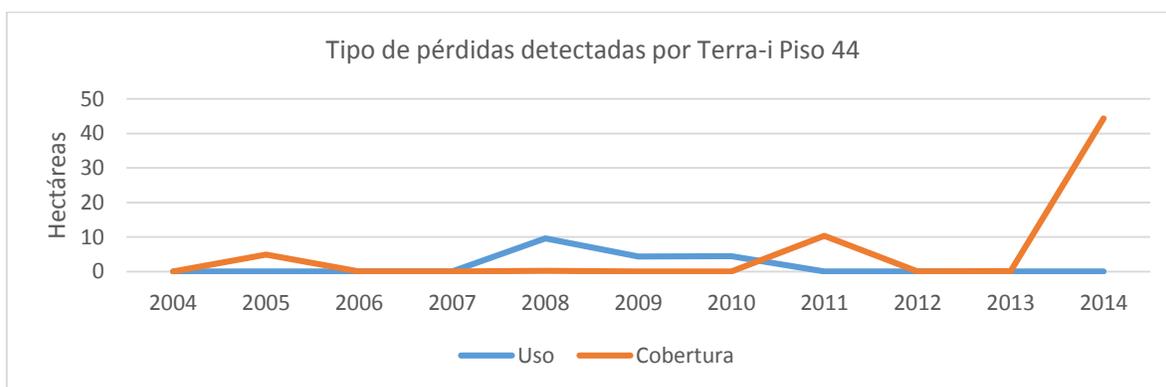
Anexo A11: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* (41)



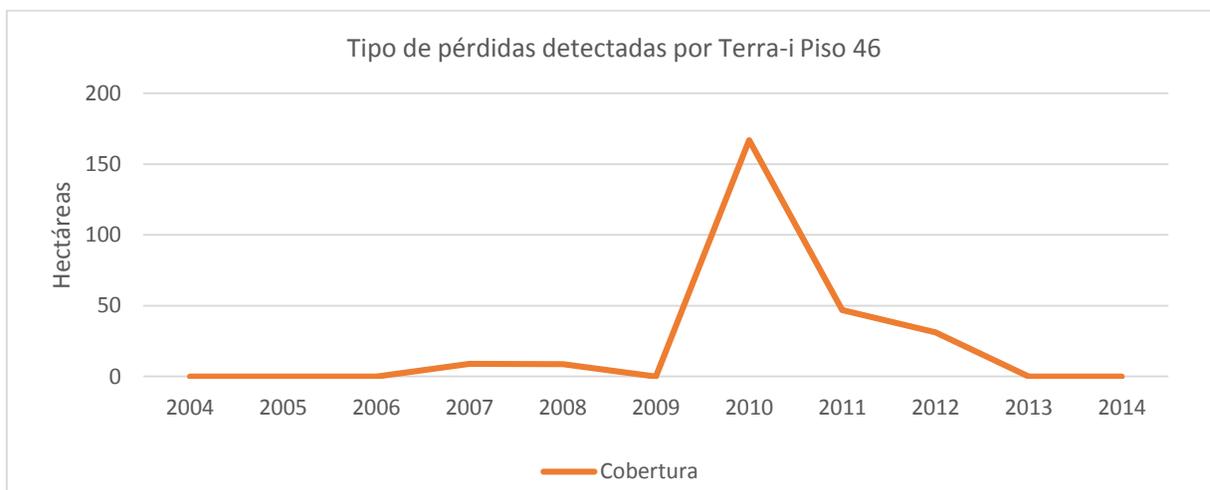
Anexo A12: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42)



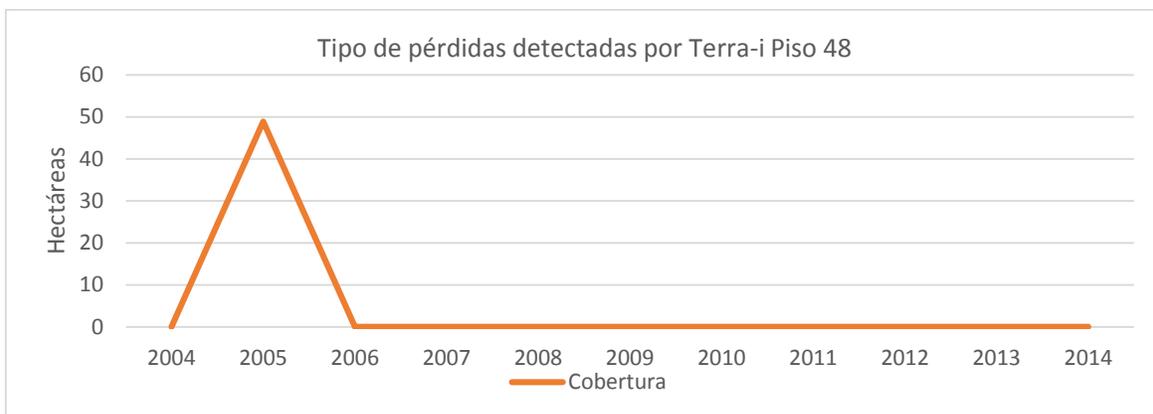
Anexo A13: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (43)



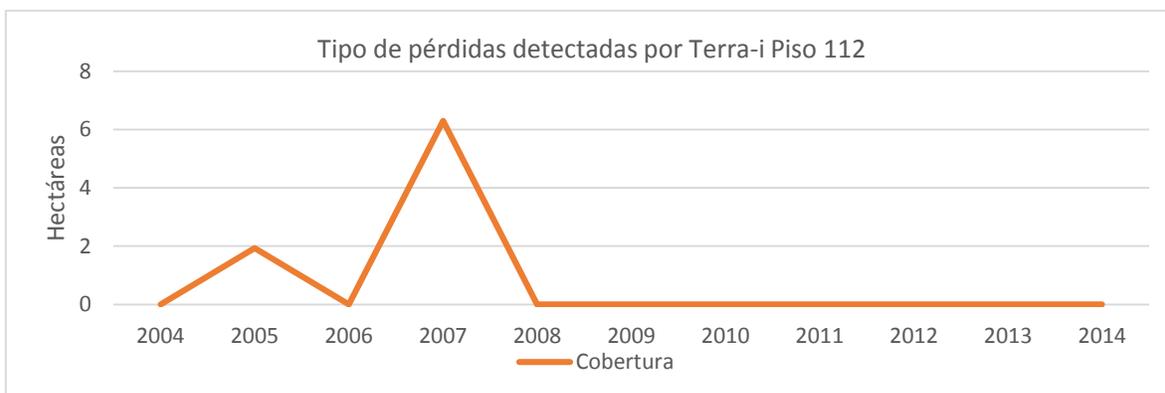
Anexo A14: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Lithrea caustica* y *Lomatia hirsuta* (44)



Anexo A15: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus macrocarpa* y *Ribes punctatum* (46)

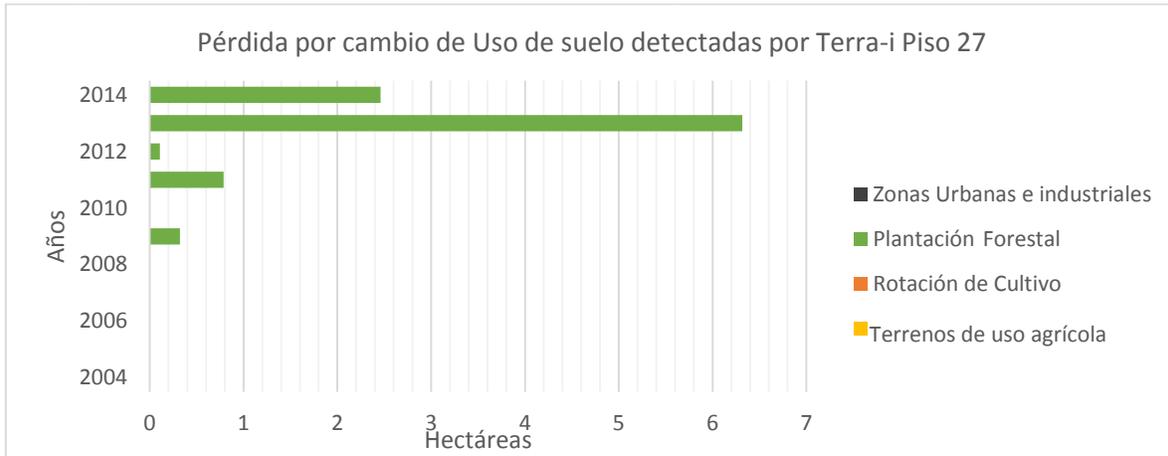


Anexo A16: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Bosque caducifolio mediterráneo andino de *Nothofagus obliqua* y *Austrocedrus chilensis* (48)

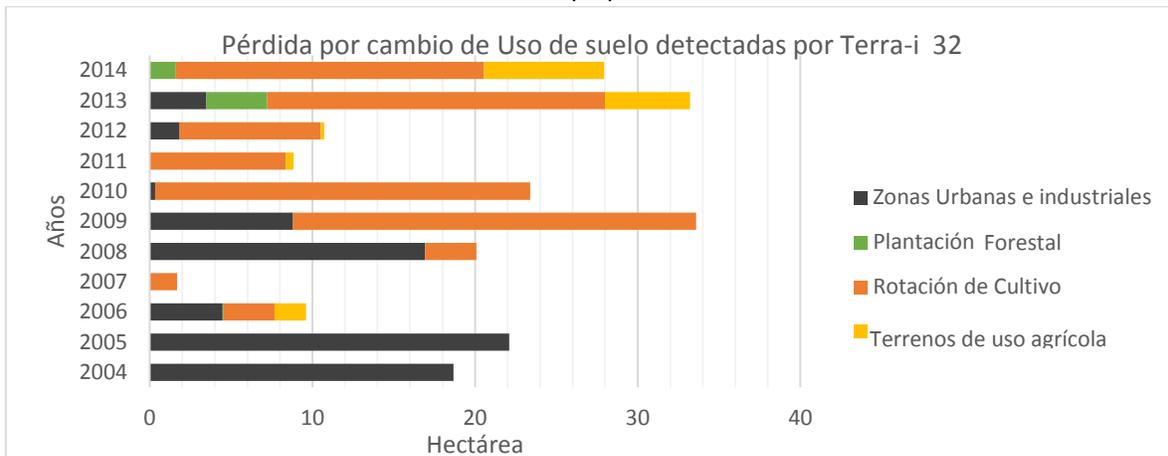


Anexo A17: Pérdidas según cambio de cobertura y uso de suelo entre 2004 y 2014. Para el piso de vegetación Matorral bajo mediterráneo andino de *Chuquiraga oppositifolia* y *Nardophyllum lanatum* (112)

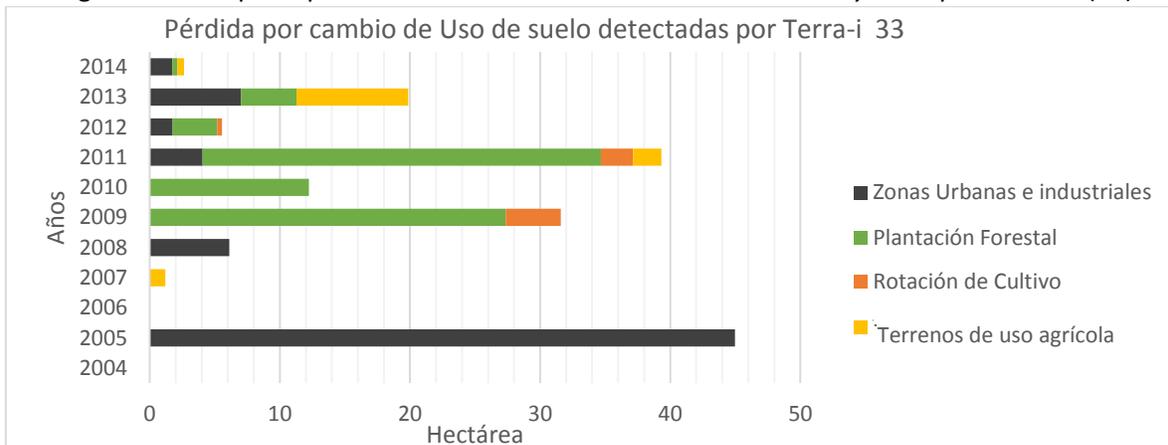
ANEXO B: Pérdidas según tipo de uso de suelo responsable, entre 2004 y 2014, por año y piso de vegetación. Detectados por Terra-i y clasificados según el Catastro de Bosque Nativo 2013.



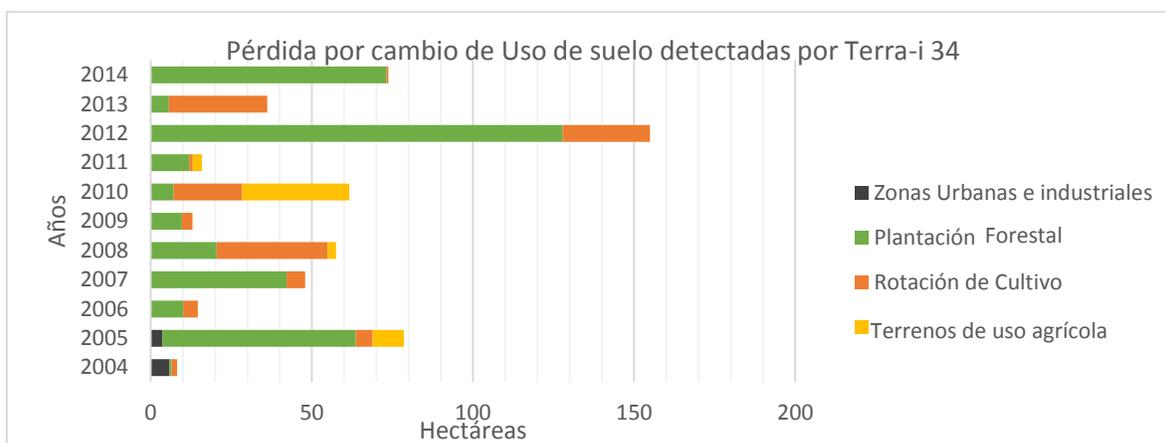
Anexo B1: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Matorral espinoso mediterráneo interior de *Trevoa quinquinervia* y *Colliguaja odorifera* (27)



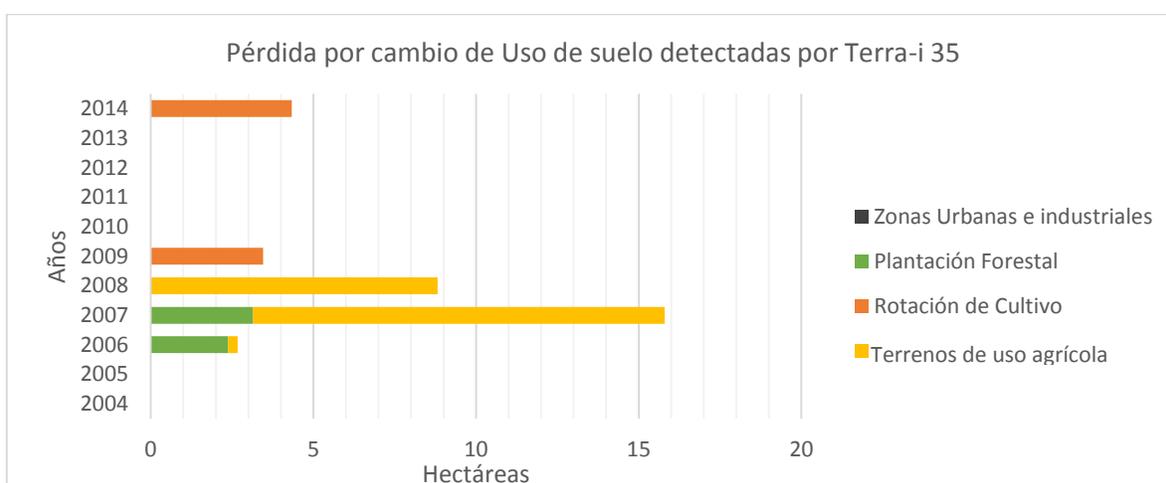
Anexo B2: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis* (32)



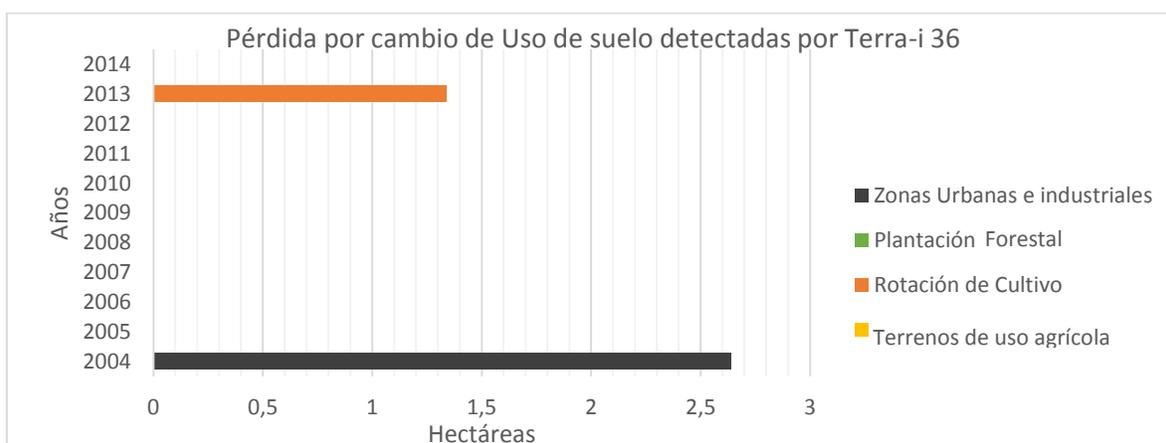
Anexo B3: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33)



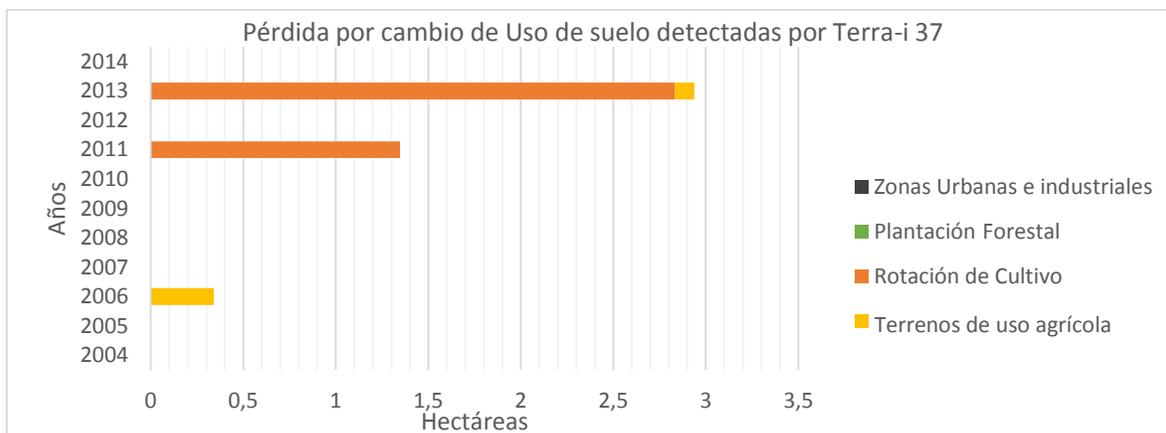
Anexo B4: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34)



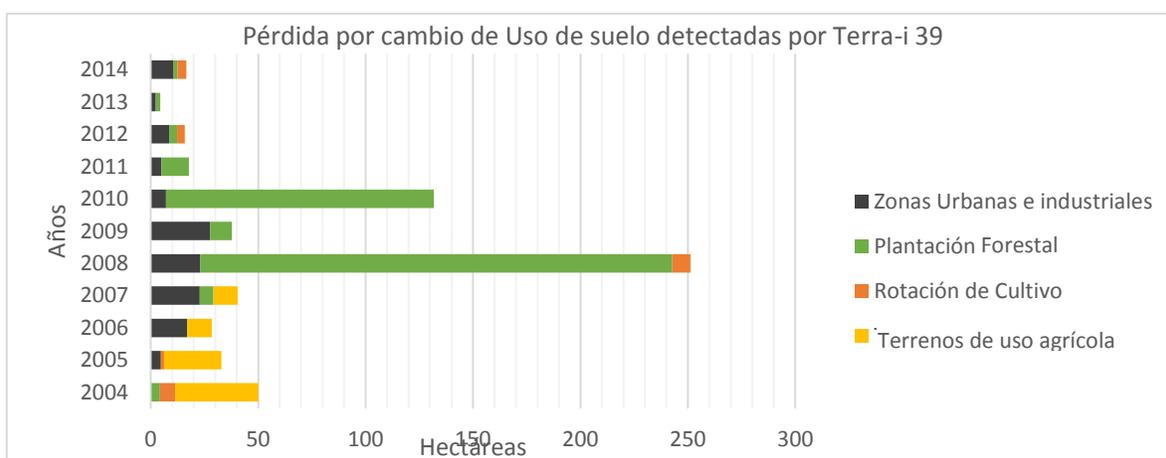
Anexo B5: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Lithrea caustica* (35)



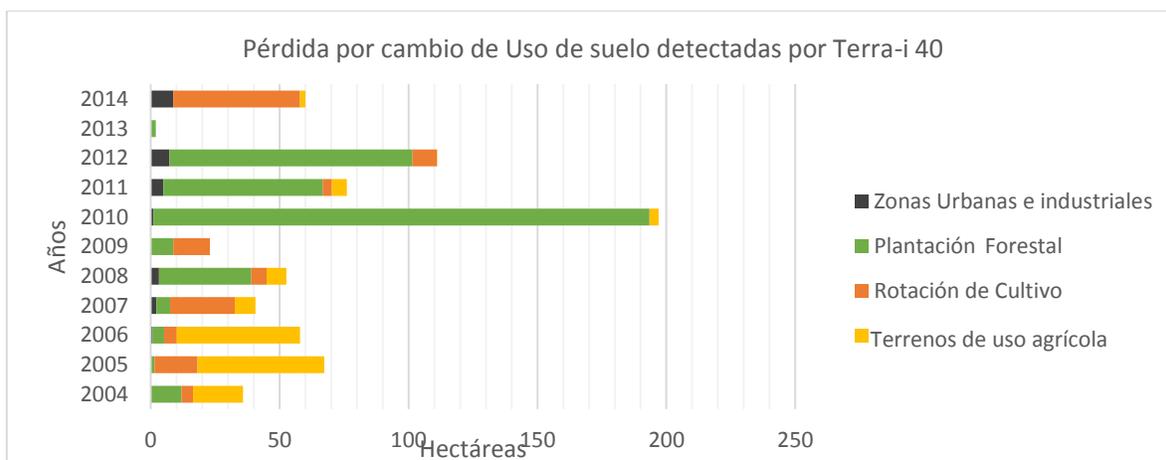
Anexo B6: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Matorral arborecente esclerófilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (36).



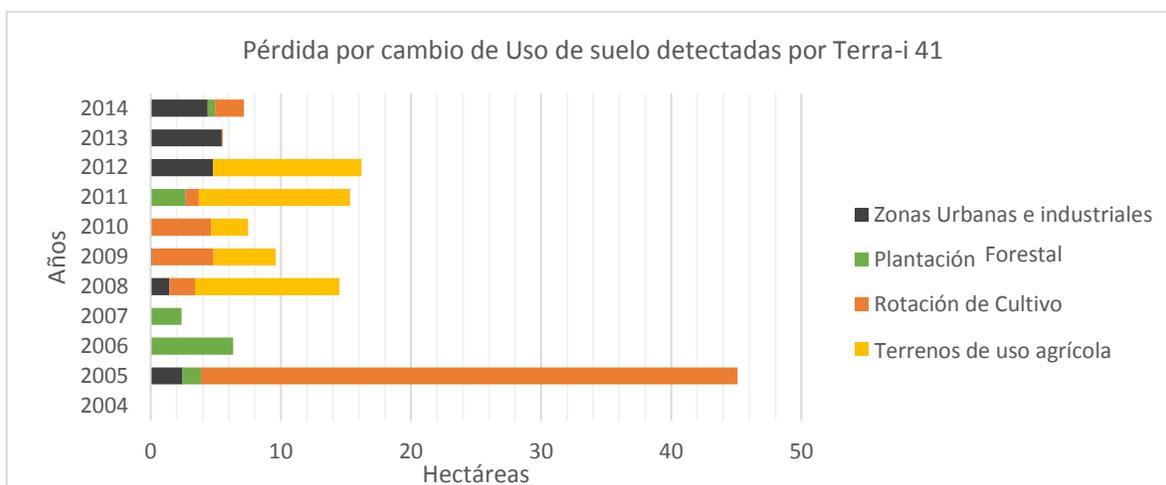
Anexo B7: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilens* (37)



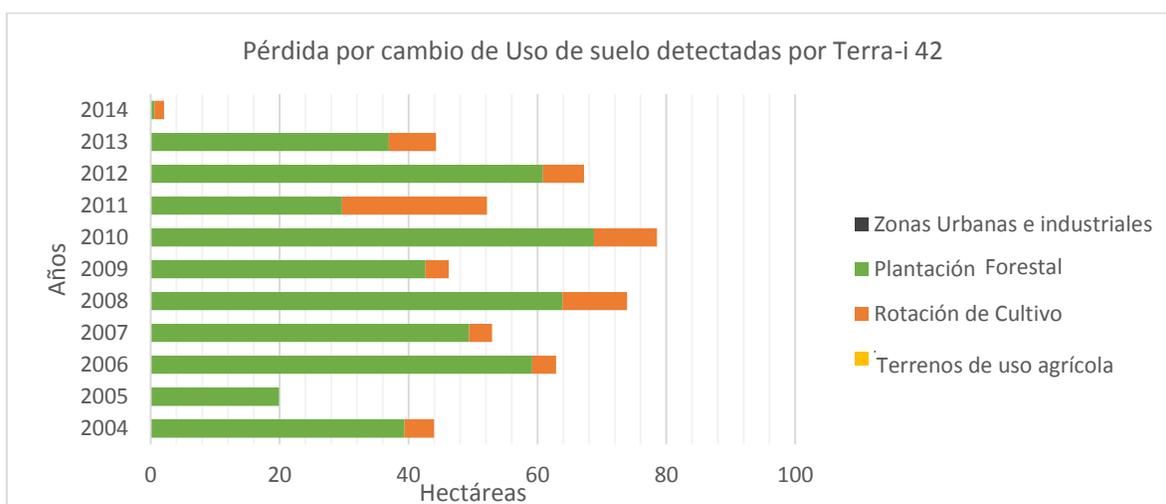
Anexo B8: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39)



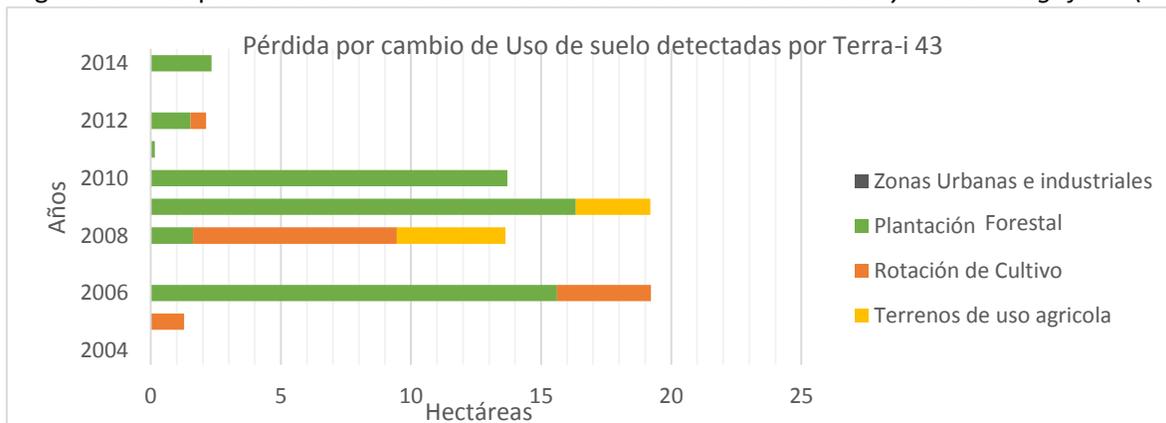
Anexo B9: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40)



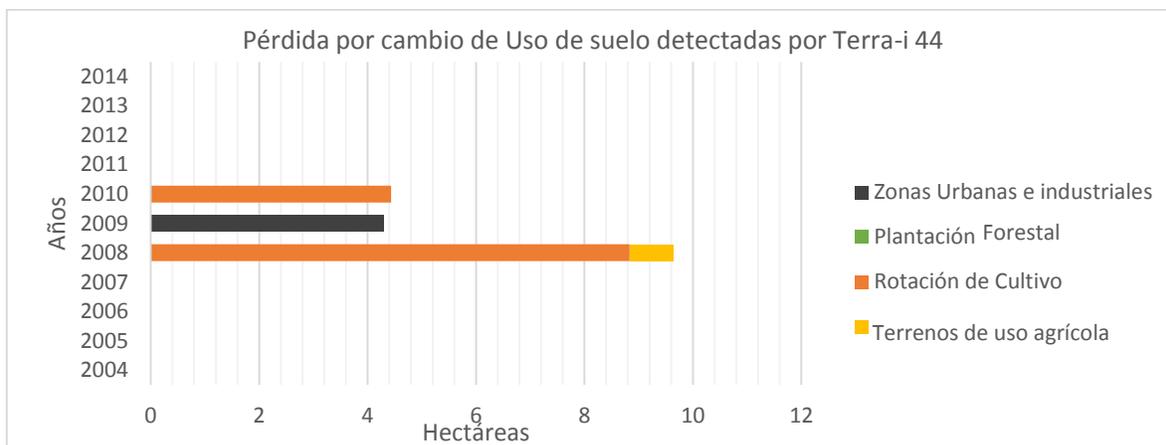
Anexo B10: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* (41)



Anexo B11: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42)

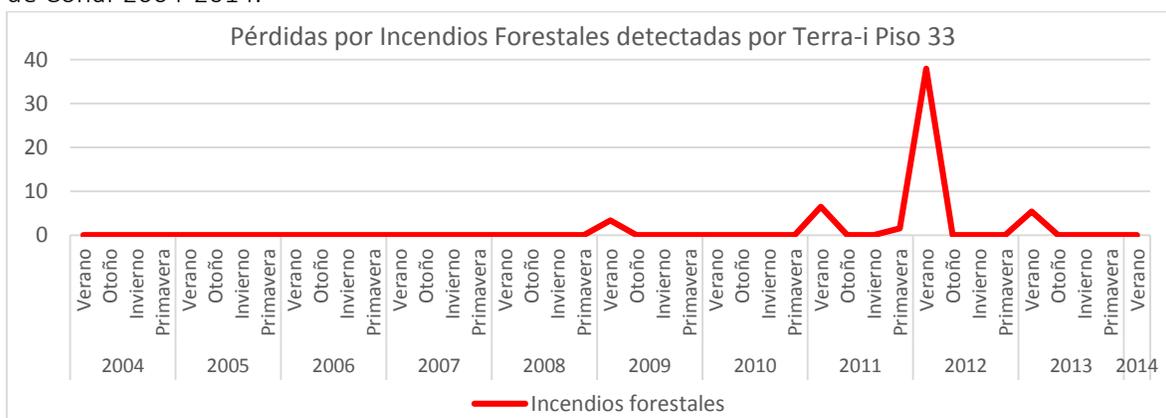


Anexo B12: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (43)

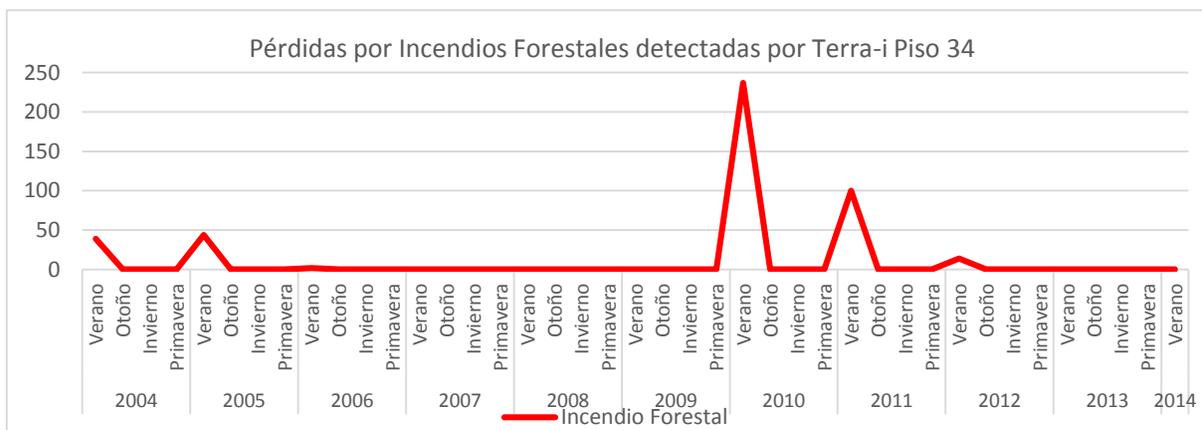


Anexo B13: Pérdidas clasificadas según cambio de uso de suelo entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo andino de *Lithrea caustica* y *Lomatia hirsuta* (44)

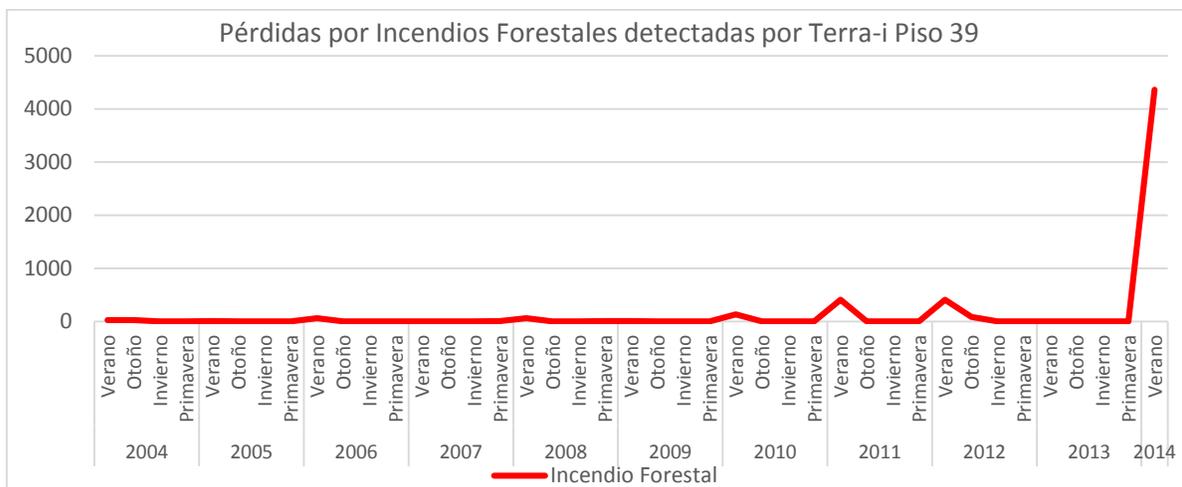
ANEXO C: Pérdidas detectadas asociadas a incendios forestales entre el año 2004 y 2014 según año y piso de vegetación. Detectadas por Terra-i y asociadas al catastro de incendios forestales de Conaf 2004-2014.



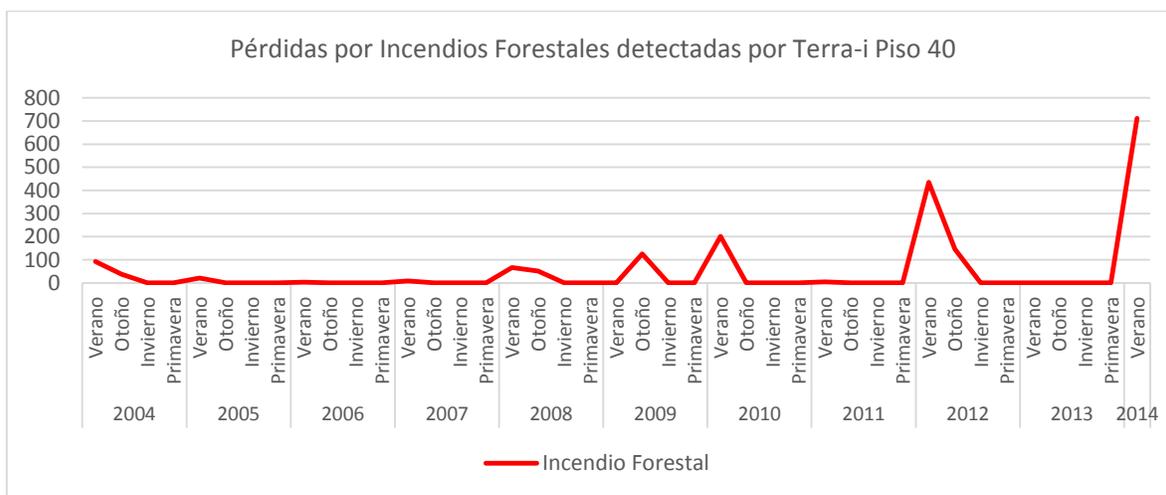
Anexo C1: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque espinoso de mediterráneo andino *Acacia caven* y *Baccharis paniculata* (33)



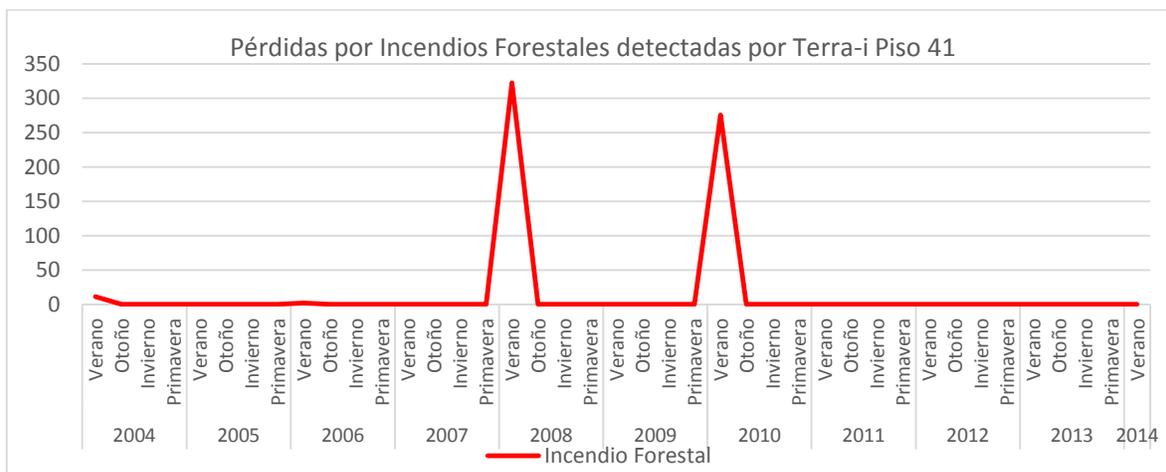
Anexo C2: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* y *Maytenus boaria* (34)



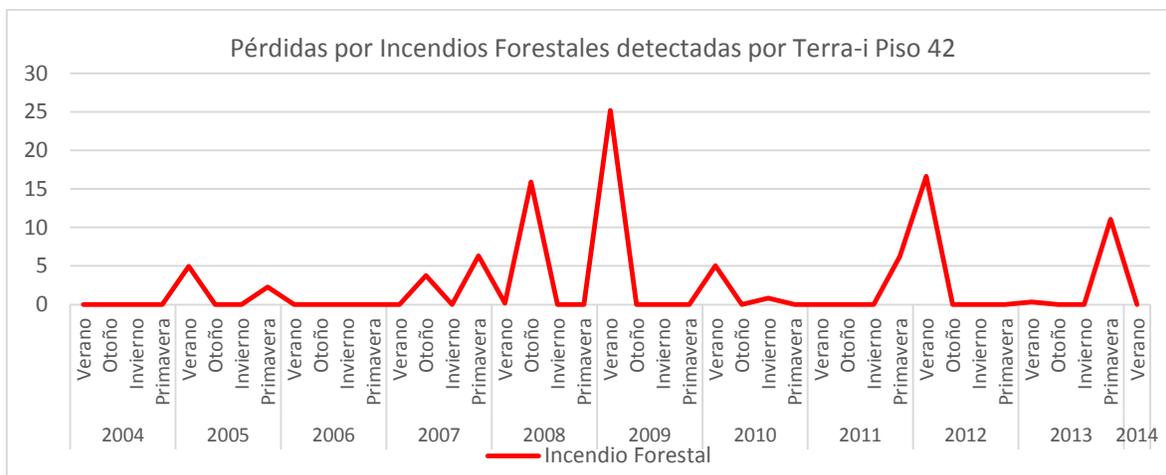
Anexo C3: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* (39)



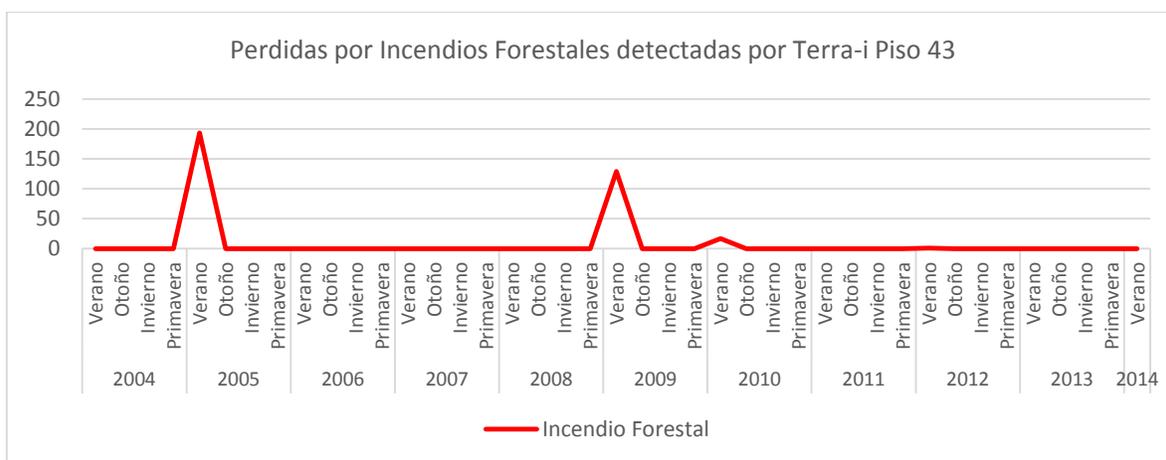
Anexo C4: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba* (40)



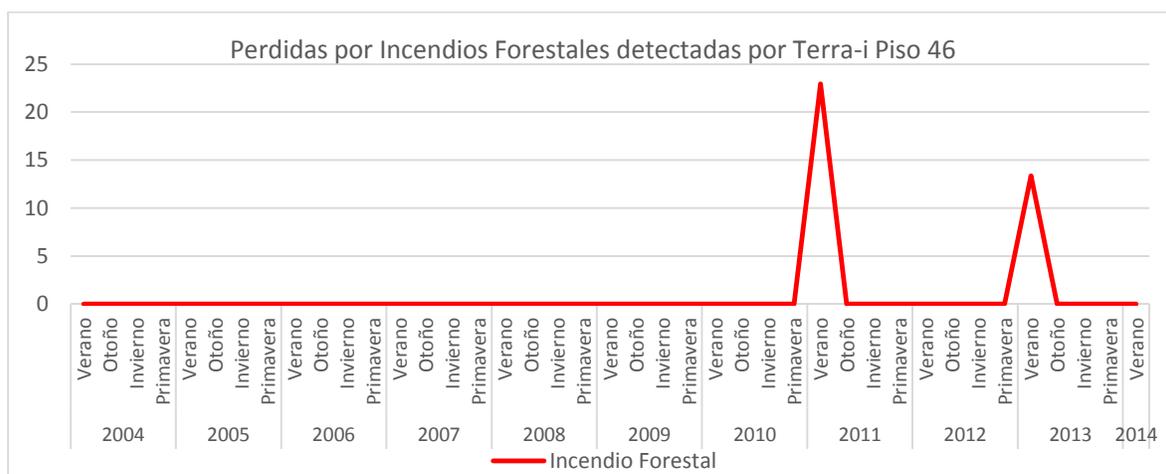
Anexo C5: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* (41)



Anexo C6: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (42)



Anexo C6: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque esclerofilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (43)



Anexo C7: Pérdidas por incendios forestales entre 2004 y 2014, para el piso de vegetación Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus macrocarpa* y *Ribes punctatum* (46)

ANEXO D: Categorías de clasificación del Catastro de Bosque Nativo (CONAF-CONAMA-BIRF, 1999)

- Áreas Urbanas e Industriales: referidas a sectores ocupados por ciudades o instalaciones industriales. Se subdivide de acuerdo a la actividad predominante en ciudades y pueblos.
- Terrenos Agrícolas: zonas actualmente destinadas a la producción agropecuaria. Incluye cereales, horticultura, fruticultura y ganadería (También rotación de cultivos, sin embargo su comportamiento es distinto a los terrenos agrícolas convencionales ya que se caracterizan por poseer una variabilidad recurrente en su composición).
- Praderas y Matorrales: formaciones herbáceas, arbustivas y arbustivo-herbáceas. Se subdividen de acuerdo al tipo biológico preponderante (pastos o arbustos) y sus especies dominantes en las siguientes categorías:
- Bosques
 - Plantaciones
 - Plantación: bosque cuyo estrato arbóreo está dominado por especies exóticas o nativas plantadas.
 - Plantación joven o recién cosechada: Plantación en sus primeros estados desarrollo o que ha sido recientemente cosechada.
 - Bosque de exóticas asilvestradas: Corresponde a un bosque cuyo estrato arbóreo está dominado por especies exóticas que se han establecido en forma espontánea.
 - Bosque nativo: Ecosistema en el cual el estrato arbóreo, constituido por especies nativas, tiene una altura mayor o igual a 2 m y una cobertura de copas mayor o igual al 25%.
 - Bosque Adulto: bosque primario, en general heterogéneo en cuanto a estructura vertical, tamaño de copas y distribución de diámetros y edades. Un estrato arbustivo de densidad variable y la eventual presencia de un estrato de regeneración.
 - Renoval: bosque secundario originado después de una perturbación antrópica o natural (ej. incendio, tala rasa, derrumbe), por medio de semillas y/o reproducción vegetativa. Los renovales, en general, son homogéneos en cuanto a su estructura vertical, y distribución de diámetros.
 - Bosque Adulto/Renoval: Formación muy heterogénea formada por la mezcla de rodales de bosque adulto y renoval que no se pueden representar cartográficamente en forma Independiente debido a la escala de trabajo empleada
 - Bosques achaparrados: Estos bosques tienen una altura entre 2 y 8 metros. Su característica distintiva es el poco crecimiento en altura o el crecimiento reptante por efectos ambientales del sitio.
 - Bosques mixtos: Corresponden a mezclas de las categorías anteriores. El criterio de clasificación se basa en la proporción en la cual se encuentran las categorías anteriormente descritas
 - Bosque nativo/Plantación: mezcla de rodales de bosque nativo (adulto o renoval) y especies plantadas en proporciones que fluctúan entre el 33 y 66% para cada una de las categorías que lo constituyen.

- Bosque nativo con exóticas asilvestradas: mezcla de bosque nativo (adulto o renewal) y especies exóticas que han regenerado en forma natural en proporciones que fluctúan entre el 33% y 66% para cada una de las categorías que lo constituyen.
- Humedales: Corresponden a extensiones de marismas, pantanos y turberas o, en general, superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de 6 m. (Ramsar, 1971). Aun cuando la definición de Ramsar no incluye en forma explícita a las vegas y bofedales, el hidromorfismo de estos sistemas permiten asimilarlos a esta categoría. Los humedales se subdividirán en las siguientes categorías:
 - Áreas desprovistas de vegetación: sectores cuya cobertura vegetal no alcanza los valores de Cobertura Mínima
 - Nieves y glaciares: zonas cubiertas por Nieve, nieves eternas, glaciares y Campos de hielo.
 - Áreas no reconocidas: sectores para los cuales no ha sido posible efectuar un reconocimiento vegetal debido a que constituyen zonas de acceso restringido o por falta de fotografías aéreas o imágenes.

ANEXO E: Cuadro resumen de los resultados obtenidos en los diferentes análisis de la memoria.
(Página siguiente)

ID	Nombre del piso	Sup. Potencial (Total) (Ha)	Sup. Potencial (Área de estudio) (Ha)	Sup. Remanente al año 2013 (Ha)	% Pérdida hist.	T Hist. (ha/año)	Pérdida 16 años (Ha)	% Pérdida a 16 años	T16 (Ha/año)	Pérdida 10 años 2004-2014 (Ha)	Sup Inc. Forest. (Ha)	Pérdidas uso 2004-2014 (Ha)	% Pérdida 2004-2014 (Terra-i)	INSR	IEX	IDE
27	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	200331,1	122412,5	87904,47	28,19%	130,71	5055,22	5,9%	315,95	218,02	0	9,99	0,25%	0,450	0,059	0,082
28	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> y <i>Colliguaja odorifera</i>	51492,9	36273,21	36057,83	0,59%	0,81	0	0,0%	0	0	0	0	1,99%	-1,000	0,000	0,000
32	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Prosopis chilensis</i>	340768,7	340768,7	117221,06	65,60%	846,77	18407,45	16,3%	1150,4	916,57	86,76	214,21	0,57%	0,256	0,163	0,178
33	Bosque espinoso de mediterráneo andino de <i>Acacia caven</i> y <i>Baccharis paniculata</i>	103218,7	103218,7	49118,95	52,41%	204,92	7235,56	14,0%	452,22	612,24	46,82	163,46	4,14%	0,418	0,140	0,179
34	Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> y <i>Maytenus boaria</i>	340285	340285,0	190390,91	44,05%	567,78	42551,24	19,4%	2659,4	2353,35	372,63	562,02	0,31%	0,669	0,194	0,286
35	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> y <i>Lithrea caustica</i>	943819,1	65069,57	22001,24	66,19%	163,13	2455,66	11,1%	153,47	54,54	0	35,07	0,24%	0,025	0,111	0,101
36	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i>	194140,3	105007,1	68952,01	34,34%	136,57	14839,78	18,5%	927,48	22,49	0	3,97	1,52%	0,754	0,185	0,290
37	Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Porlieria chilens</i>	535185,7	220999,6	213495,7	3,40%	28,42	3627,76	1,8%	226,73	1033,60	2,39	4,628	0,04%	0,795	0,018	0,032
38	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> y <i>Guindilia trinervis</i>	436070,4	276553,1	274157,4	0,87%	9,07	1010,36	0,6%	63,14	79,36	0	0	3,97%	0,849	0,006	0,012
39	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Peumus boldus</i>	486107,0	457737,0	408455,38	10,77%	186,67	15804,02	3,8%	987,75	11093,99	5065,7	627,09	1,04%	0,689	0,038	0,063
40	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	516379,8	474950,0	239196,13	49,64%	893,00	45097,15	16,5%	2818,5	4285,73	1629,0	723,26	1,20%	0,536	0,165	0,226
41	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Lithrea caustica</i>	386606,2	386606,2	227680,02	41,11%	601,99	11822,36	5,8%	738,89	2253,09	523,01	129,60	1,33%	0,183	0,058	0,065
42	Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i>	584860,7	208359,3	83926,49	59,72%	471,33	29322,10	26,1%	1832,6	3391,84	84,51	543,9	1,77%	0,594	0,261	0,348
43	Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Peumus boldus</i>	802381,3	177670,5	75314,36	57,61%	387,71	16778,31	18,8%	1048,6	988,43	290,44	71,64	0,16%	0,476	0,188	0,243
44	Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Lomatia hirsuta</i>	173491,8	52627,45	46264,15	12,09%	24,10	2010,57	4,7%	125,66	69,59	0	18,37	0,60%	0,710	0,047	0,078
46	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> y <i>Ribes punctatum</i>	87456,25	87456,25	87449,84	0,01%	0,02	6,40	0,0%	0,40	255,76	31,07	0	0,34%	0,886	0,000	0,000

47	Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	943239,3	12887,34	11937,21	7,37%	3,59	552,25	4,4%	34,51	0	0,00	0	0,00%	0,811	0,044	0,078
48	Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i>	484199,3	36951,47	36102,57	2,30%	3,21	109,05	0,3%	6,81	41,80	0	0	0,12%	0,359	0,003	0,004
111	Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Mulinum spinosum</i>	5717,88	5668,75	5668,75	0,00%	0	0	0,0%	0	0	0	0	0,00%	0,000	0,000	0,000
112	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Nardophyllum lanatum</i>	406019,4	316766,7	314640,96	0,67%	8,05	136,09	0,4%	8,50	7,05	0	0	0,00%	0,821	0,004	0,008
113	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>	903150,3	376316,8	375459,03	0,23%	3,24	44,91	0,1%	2,80	0,00	0	0	0,00%	0,660	0,001	0,001
119	Herbazal mediterráneo de <i>Nastanthus spathulatus</i> y <i>Menonvillea spathulata</i>	501897,7	427140,5	425402,7	0,41%	6,58	0	0,2%	0	0,00	0	0	0,00%	0,724	0,002	0,003
120	Herbazal mediterráneo andino de <i>O. adenophylla</i> y <i>Pozoa coriacea</i>	122736,9	1211,451	829,21	31,55%	1,44	0	0,0%	0	0,00	0	0	0,00%	-1,000	0,000	0,000

Anexo E cuadro estadístico resumen de los resultado de la memoria. Sup. Potencial remanente Total: es el área completa del piso de vegetación a nivel nacional. Sup. Remanente (Área de estudio): es el ara total del piso sin intervención humana. Sup. Remanente al año 2013: es la superficie total del piso de vegetación al año 2013 es decir las superficies potenciales menos todos los usos de suelo antrópicos. % Pérdida histórica: es el porcentaje pérdida por el ecosistema potencial o piso de vegetación potencial, es decir la superficie del ecosistema sin acción antrópica menos todos los usos de suelo antropogénicos. T Hist: tasa de pérdida promedio anual histórica en los últimos 264 años desde 1750, se la calcula como la pérdida histórica dividida por el lapso entre 1750 a la fecha. Pérdida 16 años: pérdida en hectáreas entre 1997 y 2013. % pérdida 16 años: porcentaje de superficie pérdida por las coberturas de los ecosistemas entre 1997 y 2013. T16: tasa de pérdida de cobertura promedio anual de los ecosistemas en los últimos 16 años. Pérdida 10 años 2004-2014: Todas las pérdidas en las coberturas de los ecosistemas en hectáreas, detectadas por Terra-i. Incendios Forestales: superficie de las coberturas de los ecosistemas quemada por incendios forestales entre 2004 y 2014. Pérdidas uso 2004-2014: pérdidas en las coberturas de los ecosistemas en hectáreas, detectadas por Terra-i que pasaron desde una superficie natural hacia una antropogénica. % Pérdida 2004-2014 (Terra-i): porcentaje de pérdida en las coberturas de los Pisos de Vegetación detectada por Terra-i entre 2004 y2014. INSR: índice normalizado de severidad relativa. IEX: índice de extensión de la severidad. IDE: Índice de Disrupción Ecosistémica.

