

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



Programa Interfacultades
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

**VALORACIÓN ECONÓMICA DEL SERVICIO AMBIENTAL
SEGURO AGRÍCOLA ECOSISTÉMICO PROVISTO POR
LA COBERTURA DE BOSQUE Y HUMEDAL EN LAS
COMUNAS ENTRE LA REGIÓN DE COQUIMBO Y DE
LOS LAGOS, ENTRE 1996 Y 2007.**

Tesis para optar por el Título de
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

María Laura Piñeiros García

Profesor Guía: Eugenio Figueroa B., PhD.

Santiago, Chile 2012

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



Programa Interfacultades
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

**VALORACIÓN ECONÓMICA DEL SERVICIO AMBIENTAL
SEGURO AGRÍCOLA ECOSISTÉMICO PROVISTO POR
LA COBERTURA DE BOSQUE Y HUMEDAL EN LAS
COMUNAS ENTRE LA REGIÓN DE COQUIMBO Y DE
LOS LAGOS, ENTRE 1996 Y 2007.**

María Laura Piñeiros García

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Eugenio Figueroa Benavides

PRESIDENTA DE LA COMISIÓN

EVALUADORA

Dra. Carmen Luz de la Maza

PROFESOR INFORMANTE

Dr. Roberto Pastén

PROFESOR INFORMANTE

Dr. Sebastián Valdés de Ferari

Dedicatoria

Eres mi mejor aventura... Olive Juice

Agradecimientos

Al Profesor Figueroa, por permitirme ser parte de su equipo de trabajo; por su consejo y ejemplo.

Al equipo de trabajo del CENRE, por todo lo aprendido.

A Paulina Reyes y Natalie Joingnat, por ser siempre una inspiración.

A mi amado esposo, por el apoyo y la paciencia.

A mi familia, por el empuje.

A todos quienes sostuvieron mis flaquezas.

A Dios, por permitirme estar a su servicio y entregarme sabiduría y protección.

TABLA DE CONTENIDO

Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
RESUMEN	ix
INTRODUCCIÓN	10
CAPÍTULO 1	
PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	12
1.1 Descripción del Problema	12
1.2 Objetivos de Investigación	15
1.3 Hipótesis	16
1.4 Materiales y Métodos	16
1.4.1 Área de Estudio	16
1.4.2 Tipo de ecosistema y servicio ambiental	17
1.4.3 Datos	18
CAPÍTULO 2	
MARCO CONCEPTUAL	21
2.1 Servicios Ambientales	21
2.1.1 Definición	21
2.1.2 Clasificación de los Servicios Ambientales	28
2.1.3 Servicios Ambientales y Bienestar Humano	28
2.2 Servicio Ambiental de “Seguro Agrícola Ecosistémico”	31
2.2.1 La Función Ecosistémica de Regulación Climática	31
2.2.2 Los Bosques y la Regulación Climática	40
2.2.3 Los Humedales y la Regulación Climática	44
2.2.4 Definición del Servicio Ambiental “Seguro Agrícola Ecosistémico”	46
2.3 Fragmentación	50
2.4 Aridez	52
2.5 Valoración Económica de los Servicios Ambientales	53

CAPÍTULO 3	
MARCO METODOLÓGICO	60
3.1 Método de Valoración Económica de Costos Evitados	60
3.2 Estimación del Valor del Seguro Agrícola Ecosistémico	64
3.3 Análisis de Datos	69
3.3.1 Reclasificación de Usos y Coberturas del Suelo	70
3.3.2 Cálculo de Superficies y Fragmentación de los Ecosistemas	70
3.3.3 Cálculo de Aridez	73
3.3.4 Construcción de la Base de Datos	74
3.3.5 Generación y Estimación del Modelo Econométrico	74
CAPÍTULO 4	
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	77
4.1 Actualizar la estimación del valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico” provisto por los ecosistemas de bosques, calculado por Figueroa (2007) .	77
4.2 Extender la estimación del valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico” a los ecosistemas de humedales y de plantación.	78
4.3 Probar las variables de control de “fragmentación” y “aridez” y su influencia sobre el valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico”.	80
4.4 Estimar el valor del “servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico”, provisto por la cobertura de bosques y humedales considerando la heterogeneidad no-observable de las características comunales	85
4.5 Comparación de Resultados	90
CAPÍTULO 5	
GESTIÓN DEL SERVICIO AMBIENTAL SEGURO AGRÍCOLA ECOSISTÉMICO	96
5.1 COBERTURA CONTRA EL RIESGO FRENTE A EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS	96
5.2 MULTIFUNCIONALIDAD DE LOS PAISAJES	102
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	109
BIBLIOGRAFÍA	114
ANEXO 1	
Mapas de Usos y Coberturas del Suelo	122
ANEXO 2	
Mapa de Aridez	132

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1	Usos y Coberturas del Suelo en el Área de Estudio	17
Cuadro 2	Actualizaciones del Catastro de Bosque Nativo	18
Cuadro 3	Estaciones Meteorológicas	19
Cuadro 4	Variables del Seguro Agrario	20
Cuadro 5	Resultados de la Estimación de Actualización del Cálculo del SAE estimado por Figueroa (2007)	77
Cuadro 6	Resultados de la Estimación del SAE de Bosques, Plantaciones y Humedales	79
Cuadro 7	Quintiles de Índice de Emberger (Aridez)	81
Cuadro 8	Quintiles de Tamaño Efectivo de Malla (Fragmentación)	81
Cuadro 9	Resultados de la Estimación del SAE de Bosques, Plantaciones y Humedales considerando Aridez y Fragmentación	82
Cuadro 10	Resultados de la Estimación del SAE de Bosques, Plantaciones y Humedales considerando la heterogeneidad no-observable de las características comunales	89
Cuadro 11	Comparación de Resultados	92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Relaciones entre Función, Bien, Servicio y Beneficio Ecosistémico y algunos Valores de Comportamientos Individuales o Sociales	27
Figura 2	Relación entre Servicios Ambientales y Bienestar Humano	30
Figura 3	Interacciones entre Ecosistemas Terrestres y el Clima Local	36
Figura 4	Efecto de Ropa Tendida	42
Figura 5	Efecto de Borde	43
Figura 6	Efecto de Oasis	44
Figura 7	Brisas Lago-Tierra	45
Figura 8	Cálculo de Superficies y Fragmentación de los Ecosistemas	72
Figura 9	Construcción de la Base de Datos	74
Figura 10	Relación entre superficie de bosque y valor promedio de la prima	90
Figura 11	Relación entre superficie de bosque y valor promedio de la prima – Corte de Panel	91

RESUMEN

Esta investigación estima el valor económico del servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico (SAE) provisto por la cobertura de los ecosistemas de bosques y de humedales, entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos, entre los años 1996 y 2007. Se relaciona la superficie de estos ecosistemas con la prima promedio pagada por la póliza del seguro agrícola financiero (SAF) para estimar empíricamente su efecto sobre el costo de dicha prima. Esta estimación es posible ya que se asume una relación sustitutiva entre estos servicios. Los resultados indican que un incremento de 1% de la cobertura de bosques naturales reduce el valor promedio de la prima pagada por el seguro agrícola financiero en alrededor de 0,22%; en el caso de las plantaciones forestales, dicho valor llega a 0,12%; mientras que no se logró establecer una relación entre la cobertura de humedales y el valor de la prima. Estos resultados entregan información relevante a los tomadores de decisiones para asegurar que el manejo del territorio maximice el bienestar de la sociedad. Es necesaria una intervención de política explícita a favor de la conservación, reorientando recursos entregados como subsidio al SAF hacia la conservación de los bosques.

SUMMARY

This research estimates the economic value of the environmental service ecosystem agricultural insurance (SAE) provided by forest and wetlands ecosystems, between the Regions of Coquimbo and Los Lagos, between 1996 and 2007. It relates the surface of these ecosystems with the average premium paid for the financial agricultural insurance (SAF) to empirically estimate the effect on the cost of the premium. This estimate is possible because we assume a substitutive relationship between these services. The results indicate that an increase of 1% of the natural forest cover reduces the average value of the premium paid by the financial agricultural insurance at about 0,22%; in the case of forest plantations, this value comes to 0,12%; while it was not possible to establish a relationship between wetlands coverage and the premium value. These results provide relevant information to decision makers to ensure that land management maximizes the welfare of society. Explicit policy intervention is necessary to promote conservation, redirecting resources delivered as SAF subsidy towards forest conservation.

INTRODUCCIÓN

Los bosques y humedales proveen el servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico (SAE) que consiste en una menor exposición a fenómenos climáticos extremos debido a la reducción de la probabilidad de ocurrencia y de la intensidad de dichos fenómenos en las áreas agrícolas y urbanas cercanas, provocada por a la presencia de estos ecosistemas (Baumgärtner, 2008; Zhang et al., 2007; Gottle y Sene, 1997) y sus diversos efectos sobre los balances de carbono, energía y agua entre la superficie terrestre y la atmósfera. Este servicio es de particular interés para la agricultura, al asegurar la productividad de las cosechas y disminuir los costos asociados al enfrentar un clima severo.

Por otra parte, en Chile existe un *seguro agrícola financiero* (SAF) que cubre la pérdida de cultivos por eventos climáticos extremos. Dado que los ecosistemas también proveen este servicio, se puede asumir que existe una relación sustitutiva entre ellos (Baumgärtner y Quass, 2008). Consecuentemente, es posible estimar econométricamente el valor del servicio ambiental SAE a partir

de información sobre los precios pagados por los SAF en diversas comunas del país.

Figuroa (2007) relaciona la superficie de ecosistemas boscosos, presente en las áreas protegidas de las comunas ubicadas entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos, con la prima promedio pagada por la póliza del seguro agrícola financiero para estimar empíricamente el efecto de la cobertura de bosques naturales en una región sobre el costo de dicha prima. Este autor encontró una disminución de 0,22% del valor promedio de la prima por cada 1% adicional de cobertura de bosque. A pesar de ser reducida, esta cifra muestra a los agentes económicos y los gestores ambientales que conservar los ecosistemas boscosos tiene valor económico pues reduce la necesidad de recurrir a mecanismos de mercado y subsidios que protejan contra el riesgo climático.

Esta investigación actualiza la metodología empleada por Figuroa (2007) y extiende su aplicación a otro tipo de ecosistemas que también proveen el SAE: los humedales (Oke, 1995). Además, incluye las variables de fragmentación y aridez para analizar empíricamente su impacto en la provisión del SAE y su valor económico. Finalmente, se expande el estudio mencionado al estimar dicho valor controlando por la heterogeneidad no-observable de las características comunales.

CAPÍTULO 1

PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1 Descripción del Problema

La sociedad depende de los ecosistemas para obtener una gama de bienes y servicios que satisfacen, directa o indirectamente, sus necesidades y, de esta manera, generan bienestar y desarrollo económico (Figueroa *et al.*, 2003). Sin embargo, los ecosistemas son un patrimonio que se encuentra amenazado debido a la presión que la misma sociedad ejerce sobre ellos, lo que lleva a su sobreexplotación, degradación y a reducir su potencial para la provisión de servicios ambientales (EEM, 2005).

Una de las razones más importantes para esta paradoja es que muchos de los servicios ambientales no son reconocidos y/o valorados dentro de los paradigmas actuales de producción, intercambio y regulación (Swalow *et al.*, 2007). Esto se debe a que su provisión adolece de fallas de mercado, a que

muchos de éstos tienen características de bienes públicos¹ o no tienen derechos de propiedad claramente definidos² y/o a que se desconoce la relación entre la salud de los ecosistemas y la provisión de los servicios ambientales.

Esta investigación se enfoca en el servicio ambiental de seguro agrícola ecosistémico (SAE), provisto por los bosques y humedales en la zona central de Chile. El SAE se define como la reducción de la exposición de los cultivos a fenómenos climáticos extremos, al aminorar su ocurrencia y/o intensidad y así asegurar la productividad de las cosechas (Baumgärtner 2008; Zhang *et al.* 2007).

Por otra parte, una práctica común entre los agricultores de esta zona es la contratación de seguros agrícolas financieros (SAF) que los cubren de la pérdida económica que ocurriría si un fenómeno climático extremo afectase sus cosechas. Desde el año 2001, Chile cuenta con un seguro agrícola, manejado por el Comité de Seguro Agrícola (COMSA).

El Estado chileno reconoce la importancia del SAF y subsidia parte del valor de la póliza en beneficio del agricultor. Sin embargo, el SAE, como muchos otros

¹ Al no presentar rivalidad en su consumo y/o exclusión en su propiedad.

² Por lo que no presentan exclusión.

servicios ambientales provistos por bosques y humedales, no ha sido reconocido y valorado, lo que dificulta obtener fondos para la conservación y manejo de estos ecosistemas.

Esta investigación busca valorar económicamente el servicio ambiental SAE, lo que ayudaría a mostrar uno de los muchos servicios ambientales que provienen del mantenimiento de bosques y humedales y que justifican su conservación (Emerton, 1998). Además, la valoración económica de este servicio releva el hecho de que la pérdida y degradación de estos ecosistemas constituiría un costo económico real, reflejado en un incremento en el precio de las pólizas del SAF que deben pagar los agricultores, debido a una mayor ocurrencia y severidad de los eventos climáticos extremos que antes eran regulados por la presencia de bosques y humedales.

Esta información es relevante para los agentes económicos y los tomadores de decisiones ambientales, ya que permite balancear el costo – beneficio de las distintas opciones de uso y manejo del suelo y, por ende, optimizar la utilización de los recursos para maximizar el bienestar social.

1.2 Objetivos de Investigación

Esta investigación tiene como objetivo principal valorar económicamente el servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico (SAE) provisto por la cobertura de los ecosistemas de bosque y de humedal, en las comunas ubicadas entre la Región de Coquimbo y la Región de Los Lagos, para el periodo comprendido entre los años 1996 y 2007.

De esta manera, se busca aportar información relevante para los agentes económicos y gestores ambientales que les permita reconocer, valorar e incorporar este servicio ambiental en las decisiones de manejo de los territorios.

Los objetivos específicos son:

1. Actualizar la estimación del valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico”, provisto por la cobertura de ecosistemas de bosque, calculado por Figueroa (2007).
2. Extender la estimación del valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico” a los ecosistemas de humedales y de plantación.
3. Probar las variables de control “fragmentación” y “aridez” y su influencia sobre el valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico”.

4. Estimar el valor del “servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico”, provisto por la cobertura de bosques y humedales, considerando la heterogeneidad no-observable de las características comunales.

1.3 Hipótesis

Un incremento en 1 punto porcentual de cobertura de ecosistemas de bosques o de humedales dentro de la superficie comunal, disminuirá en al menos 0,5% el precio promedio de la prima pagada en la comuna por el seguro agrícola financiero.

1.4 Materiales y Métodos

1.4.1 Área de Estudio

Esta investigación está circunscrita a la zona del país que cuenta con cobertura del seguro agrícola del Comité de Seguro Agrícola (COMSA). Este seguro opera en 287 comunas con actividad agrícola comprendidas entre la Región de Coquimbo y la Región de Los Lagos (entre los paralelos 20° 02` y 44° 04´ latitud Sur)

Aproximadamente, son 25.425.000 hectáreas, en las que los usos y coberturas del suelo se distribuyen de la siguiente manera:

Cuadro 1: Usos y Coberturas del Suelo en el Área de Estudio

Región	Bosque	Plantación	Matorral	Humedal	Estepa	Agricultura	Nieve y Glaciares	Otros Usos
IV	1%	1%	73%		2%	3%		19%
V	7%	4%	50%	1%	5%	12%	6%	15%
RM	7%		44%	1%	2%	16%	1%	29%
VI	12%	7%	30%	1%	4%	26%	1%	18%
VII	13%	16%	21%	1%	7%	23%	3%	16%
VIII	22%	26%	12%	1%	4%	27%	3%	3%
IX	31%	18%	7%	2%	12%	26%	1%	3%
XIV	47%	9%	5%	6%	27%	1%	1%	4%
X	57%	1%	7%	5%	18%		7%	4%
Total general	25%	10%	26%	2%	9%	14%	3%	11%

Fuente: Catastro de Bosque Nativo (CBN), CONAF (1996 a 2006)

En el Anexo 1 se presenta se presenta los mapas correspondientes a cada región.

1.4.2 Tipo de ecosistema y servicio ambiental

Se evaluará el servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico (SAE) producto de la función ecosistémica de *regulación del clima local* provisto por la cobertura de los ecosistemas de bosque (naturales y plantaciones) y de humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos) presentes en las comunas del área de estudio.

La regulación del clima local se define como el mantenimiento de un clima favorable que sostiene un rango de temperaturas y humedad apto para mantener la salud de la población, la productividad de las cosechas, y para realizar actividades de recreación y culturales (De Groot *et al.*, 2002).

En este estudio se contemplará sólo aquella parte de la función de regulación climática relacionada con el mantenimiento de un clima adecuado para cultivar y cosechar (Ramankutty *et al.*, 2006), que se ha definido como SAE. En contraposición con el seguro agrícola financiero” (SAF) que es un mecanismo de mercado de protección contra el riesgo climático.

1.4.3 Datos

Los datos de superficie de los ecosistemas analizados y su índice de fragmentación, para cada comuna, se calcularon en el Sistema de Información Geográfica ArcGis 9,2 a partir de las distintas actualizaciones del Catastro de Bosque Nativo (CBN - CONAF, distintos años), como muestra en el cuadro 2:

Cuadro 2: Actualizaciones del Catastro de Bosque Nativo

Región	Año Base	Actualización 1	Actualización 2
IV Región de Coquimbo	1.996	2.003	
V Región de Valparaíso	1.996	2.001	
Región Metropolitana de Santiago	1.996	2.001	
VI Región del Gral. Bernardo O'Higgins	1.996	2.001	2.005
VII Región del Maule	1.996	1.999	
VIII Región del Bío Bío	1.996	1.998	
IX Región de la Araucanía	1.996	2.007	
XIV Región de los Ríos	1.996	1.998	2.006
X Región de Los Lagos	1.996	1.998	

Fuente: CBN – CONAF, distintos años

La aridez de cada comuna se estimó calculando el Índice de Embeger a partir de los datos de precipitación y temperatura de las estaciones meteorológicas

dentro del área de estudio (cuadro 3), obtenidos en la Dirección Meteorológica de Chile, desde los Anuarios Climatológicos, correspondientes a los mismos años disponibles para la información de uso y cobertura del suelo (1996-2007).

Cuadro 3: Estaciones Meteorológicas

ESTACION		COORDENADAS		ESTACION		COORDENADAS	
		X	Y			X	Y
1	Copiapó – Chamonate	359,812	6,979,541	12	Bellavista - Univ. Concepción	132,588	5,921,251
2	La Serena - La Florida	287,576	6,690,262	13	Los Ángeles - María Dolores	196,075	5,855,218
3	Quintero	264,299	6,369,928	14	Temuco-Manquehue	184,233	5,704,694
4	Rodelillo	260,426	6,336,544	15	Valdivia – Pichoy	149,451	5,606,815
5	Santiago Pudahuel	334,122	6,304,795	16	Valdivia - Las Marías	137,532	5,585,860
6	Santiago Quinta Normal	343,514	6,299,405	17	J Kart Bode	148,742	5,499,212
7	Santiago Cerrillos	343,604	6,293,861	18	Osorno - Cañal Bajo	157,294	5,497,756
8	Santo Domingo Aeródromo	255,697	6,277,236	19	Puerto Montt - El Tepual	158,721	5,406,935
9	Curicó General Freire	296,104	6,128,375	20	Chaitén Aeródromo	196,636	5,241,734
10	Chillán - Bernardo O'Higgins	228,545	5,948,914	21	Futaleufú Aeródromo	271,158	5,213,213
11	Concepción - Carriel Sur	138,463	5,923,356	22	Coyaique - Teniente Vidal	256,867	4,947,520
				23	Balmaceda	291,914	4,911,710

La información de las variables del seguro agrario financiero, que se listan en el cuadro 4, fue provista por el Comité de Seguro Agrícola (COMSA) para cada uno de los años entre el 2002 y 2007 (que corresponden a los datos disponibles contemporáneos a las actualizaciones del CBN):

Cuadro 4: Variables del Seguro Agrario

Variable	Unidad
1. Total de prima pagada en la comuna i en el año t, neta de subsidio	UF anuales
2. Superficie total asegurada en comuna i en el año t	Hectáreas
3. Monto total asegurado en la comuna i en el año t	UF anuales
4. Número de pólizas contratadas en la comuna i	#
5. Valor del subsidio Estatal a la prima en la comuna i en el año t	UF anuales

Fuente: COMSA, 2009

CAPÍTULO 2

MARCO CONCEPTUAL

2.1 Servicios Ambientales

2.1.1 Definición

Existe imprecisión acerca de las definiciones y diferencias entre funciones, bienes, servicios o beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas y que común e intercambiabilmente se denominan como *servicios ambientales*. En las líneas que siguen se aclara la utilización de estos términos dentro del marco de esta investigación.

Las *funciones* de los ecosistemas se definen como “(su) capacidad para proveer bienes y servicios que satisfacen las necesidades humanas, directa o indirectamente” (De Groot *et al.*, 2002). En esta definición, la función se entiende como el *proceso* de las interacciones bio-geo-químicas entre los componentes y estructura del ecosistema, distinto de su resultado final que será

aprovechado por la sociedad reconocido como bien o servicio (Boyd y Banzhaf, 2007).

Existen varias definiciones acerca del concepto de *bien o servicio ambiental*. Por ejemplo, Daily (1997) los describe como “los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas”. Constanza *et al.*, (1998) los identifican como “los flujos de material, energía y combustibles desde un stock de capital natural que, combinado con servicios de capital manufacturado y humano, producen bienestar humano”. Por su parte, Kremen (2005) los define como “el conjunto de funciones ecosistémicas que son útiles para la humanidad” y Boyd y Banzhaf (2007) como “los componentes finales de la naturaleza directamente usados, consumidos o disfrutados para provocar bienestar humano”.

A nivel institucional, en Chile, la antigua Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA, 2005) identifica a los servicios ambientales como “los beneficios que se reciben de manera permanente y que están asociados a la existencia de los ecosistemas naturales”. La FAO (2004), por su parte, define a los servicios ambientales como “externalidades positivas asociadas a una determinada calidad ambiental”.

La definición más difundida es, tal vez, aquella establecida por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM), que identifica a los servicios ambientales

como “los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas” (EEM, 2005).

Todas estas definiciones hacen énfasis en la importancia que tienen los servicios ambientales para el bienestar de las personas, pero no especifican qué es un servicio ambiental. Sin embargo, de ellas se pueden extraer algunos elementos en común que sirven para establecer el concepto de servicio ambiental que será utilizado en esta investigación:

- Es resultado de las funciones de un ecosistema,
- Satisface alguna necesidad humana, y
- Tiene valor porque aporta directa o indirectamente al bienestar de la sociedad.

Respecto de este punto, es importante destacar que las funciones ecosistémicas se convierten en servicios sólo cuando los seres humanos les asignan valor (de Groot *et al.*, 2002) porque tienen el potencial de ser utilizadas para cualquier fin (directo o pasivo) (Hueting *et al.*, 1998) y, de esta forma, afectan el bienestar individual y social.

Por ejemplo, la función ecosistémica de regulación del clima local se convierte en un servicio ambiental sólo cuando los agricultores reconocen que fomenta y/o asegura la productividad de sus cosechas. En otras palabras, el servicio de

regulación climática, que puede ser definido como el mantenimiento de un rango de temperaturas y de humedad adecuado para que las cosechas crezcan dentro de los índices de productividad esperados, le entrega al agricultor oportunidad de vender una cantidad de producto dada y obtener una rentabilidad esperada. Por el aseguramiento de la productividad de las cosechas, los agricultores le asignan valor a la regulación climática, la incorporan en su propia función de utilidad, convirtiéndola en un servicio ambiental.

En contrapartida, la regulación del clima local en un gran espacio deshabitado puede ser una función ecológica muy importante, pero no satisface alguna necesidad humana, por lo que no se constituye en un servicio ambiental. El concepto de servicio ambiental es, entonces, inherentemente antropocéntrico y su reconocimiento y valoración depende de quién recibe el beneficio (Martín-López *et al.*, 2007b; Spash, 1997)

Respecto de la diferencia entre *bienes* y *servicios*, la literatura no-económica a menudo utiliza indistintamente el término servicios para ambos elementos, como resultado de la acogida que tiene la EEM. Sin embargo, desde una perspectiva estricta, se distingue bienes, que tienen una naturaleza tangible (leña, flores, agua, frutos, etc.), de servicios, que son de naturaleza intangible (belleza escénica, recreación, educación, etc.).

Finalmente, sobre el término *beneficio*, éste se define como utilidad (Real Académica Española). En otras palabras, un beneficio es el provecho y/o incremento en el bienestar individual o colectivo que produce un bien o servicio. Entonces, en términos económicos, un servicio (por ejemplo la regulación del clima local) genera un beneficio cuando la sociedad lo utiliza, consume o goza de alguna manera (por ejemplo el aseguramiento de la productividad de las cosechas) y de esta manera incrementa su bienestar (Figuroa *et al.*, 2009). Así, el servicio es el origen del beneficio.

Los procesos y estructuras del ecosistema, a través de sus diversas interacciones biofísicas y bio-geo-químicas producen funciones ecosistémicas. Éstas se convierten en bienes (t) y servicios (i) ambientales cuando, gracias a su uso, goce o consumo (o su simple existencia para el caso de los valores de no-uso) entran a formar parte de la función de bienestar de un individuo (U). Si un cambio en su provisión de estos bienes o servicios afecta el bienestar de dicho individuo, entonces se convierten en un beneficio. Y este beneficio adquiere valor económico cuando se está dispuesto a sacrificar recursos escasos para poder gozarlo, utilizándolo o no, con lo que se determina su agotamiento (A(·)) o su conservación (C(·)).

A una escala mayor, el bienestar social (W) es función del bienestar de cada individuo. Sin embargo, las decisiones individuales de agotamiento o conservación de los bienes y servicios ambientales pueden no ser óptimas para la sociedad ya que no consideran las externalidades (positivas y negativas) de sus opciones. Y aún cuando las considerasen, existen costos de transacción que, a nivel individual, impiden llegar a un óptimo en la asignación de los recursos. Es entonces en donde intervienen los gestores ambientales y las elecciones de política pública que acercan el óptimo individual al óptimo social, prefiriendo agotar o conservar los bienes y servicios ambientales en niveles que pueden, o no, diferir de las decisiones individuales. Ver figura 1.

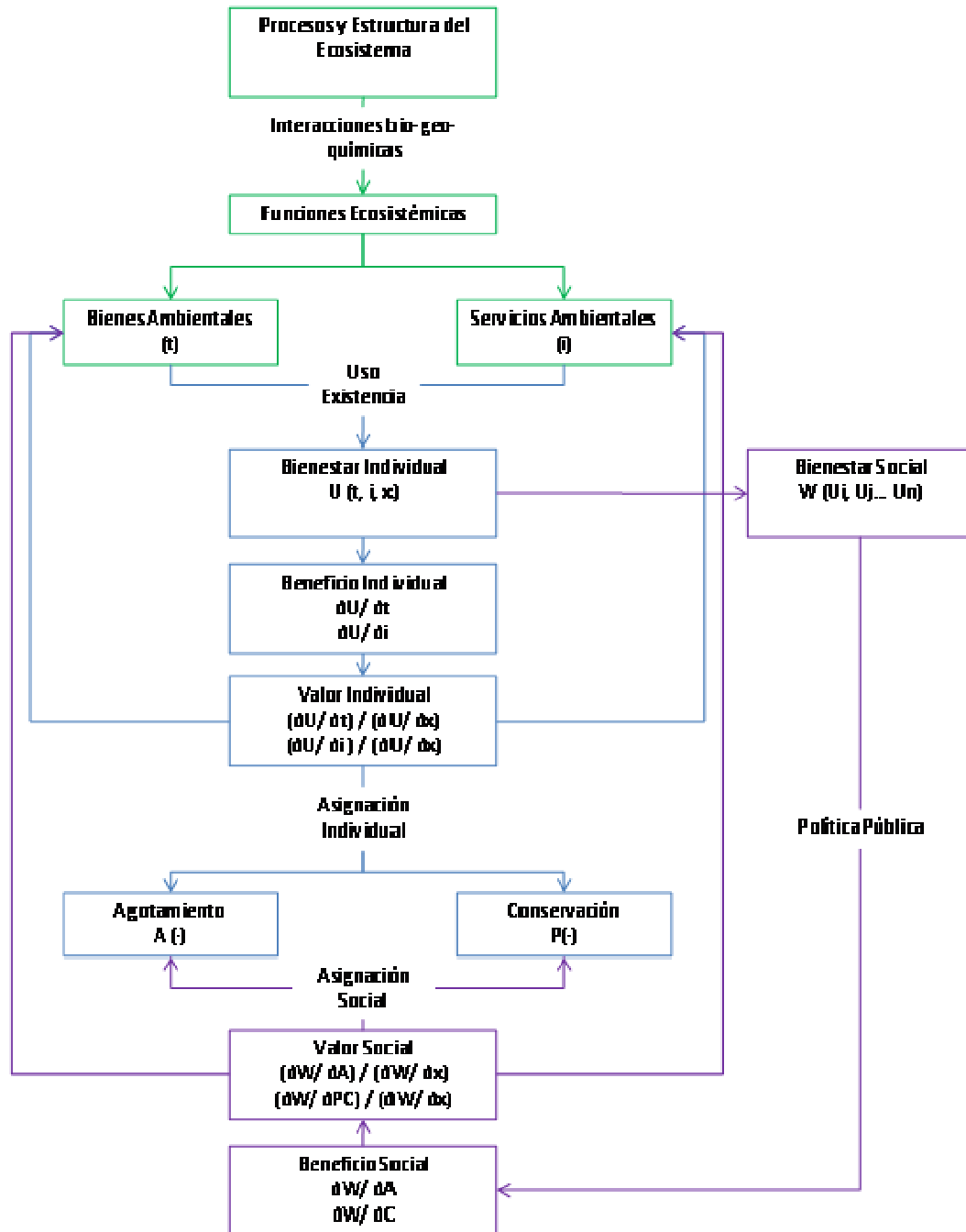


Figura 1: Relaciones entre Función, Bien, Servicio y Beneficio Ecosistémico y algunos Valores de Comportamientos Individuales o Sociales

2.1.2 Clasificación de los Servicios Ambientales

Existe un alto grado de incertidumbre sobre cuáles son los bienes y servicios ambientales que proveen los ecosistemas, cómo se dan las interacciones biofísicas y bio-geo-químicas que los generan y cómo se pueden clasificar.

La EEM (2005) ha catalogado a los bienes y servicios ambientales en:

- Servicios de Provisión: productos o materias primas que se obtienen de los ecosistemas; por ejemplo fibras, maderas y alimentos
- Servicios de Regulación: resultado de los procesos y funciones ecosistémicas como el ciclo del agua; la regulación del clima o el ciclo de nutrientes del suelo
- Servicios Culturales: beneficios no-materiales como diversidad cultural, valores espirituales y religiosos, sistemas de conocimiento, estéticos, relaciones sociales, herencia y recreación; y
- Servicios de Soporte: aquellos que son necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos.

2.1.3 Servicios Ambientales y Bienestar Humano

Los servicios ambientales impactan en el bienestar humano a través de la satisfacción directa o indirecta de distintas necesidades. No existe un consenso sobre cuáles son las necesidades que las personas deben satisfacer para tener bienestar o calidad de vida ni cuál es la mejor forma para hacerlo. La EEM

(2005) considera los siguientes elementos como satisfactores de las distintas dimensiones del bienestar humano:

- Materiales básicos para una buena vida: un modo de subsistencia adecuado y seguro; suficiente comida y agua todo el tiempo; refugio; vestimenta; energía para protegerse del frío y del calor; y, acceso a bienes e ingresos.
- Salud: sentirse bien y fuerte; vivir en un ambiente físico saludable con acceso aire puro y agua limpia; estar adecuadamente nutrido y libre de enfermedades; tener la energía necesaria para mantenerse abrigado o aliviar el calor. La salud es tanto un producto como un determinante del bienestar humano.
- Buenas relaciones sociales: cohesión social; respeto mutuo; capacidad de ayudar a otros; y, proveer para los niños.
- Seguridad: acceso seguro a los recursos necesarios; seguridad personal; seguridad frente a desastres naturales y antropogénicos; seguridad de los bienes personales y familiares.
- Libertad de elección y acción: oportunidad de alcanzar los valores individuales de hacer y estar; la capacidad de cada individuo de controlar lo que le sucede. La libertad de escoger y actuar está influenciada por otros constituyentes del bienestar (así como por otros factores, como la educación) y también es una pre condición para alcanzar otros

componentes del bienestar, particularmente con respecto a la equidad y justicia.

Vincular los servicios ecosistémicos con los satisfactores del bienestar humano es una gran contribución por parte de la EEM (Emerton *et al.*, 2006; EEM, 2005), ya que es precisamente la falta de información respecto de los beneficios otorgados por la biodiversidad lo que hace que se subestime su aporte.

Siguiendo el marco planteado por la EEM (2005), la manera en que los ecosistemas aportan para satisfacer estas necesidades se puede resumir en la figura 2:

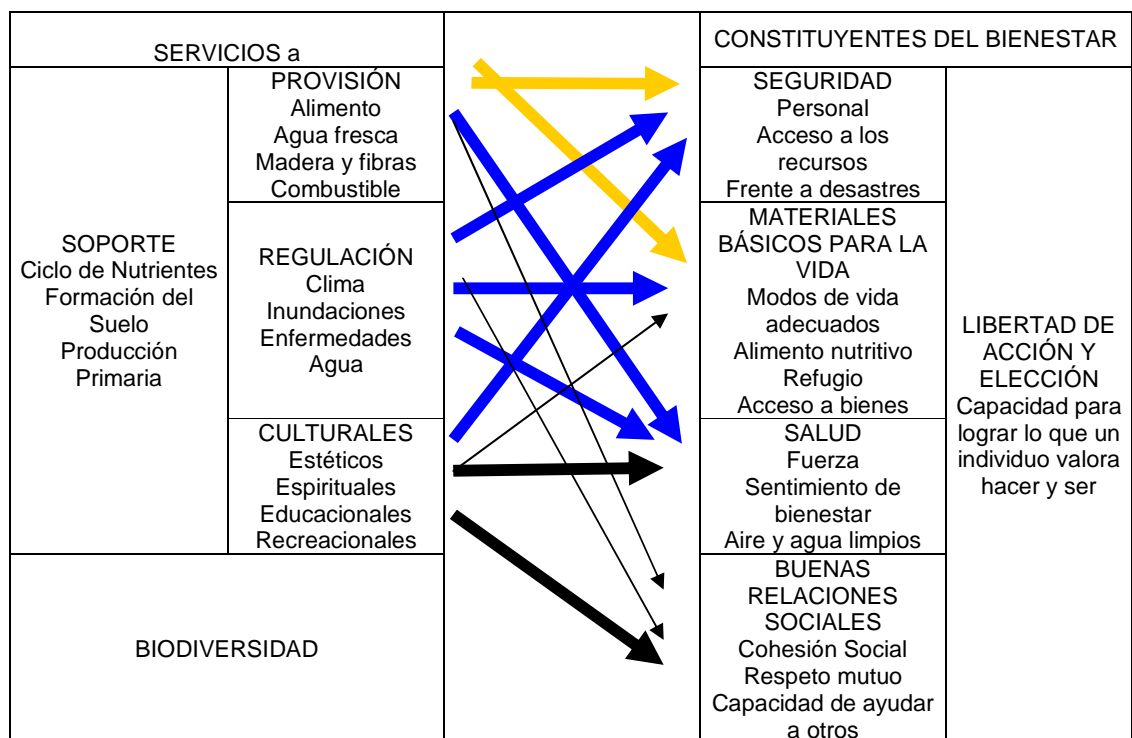


Figura 2: Relación entre Servicios Ambientales y Bienestar Humano

Fuente: Modificado de: EEM, 2005

En esta figura se puede apreciar cómo la biodiversidad (genes, especies, poblaciones, comunidades y ecosistemas) es la base de los servicios ecosistémicos. Éstos tienen distintos grados de relación con los satisfactores del bienestar humano expresados con el grosor de las flechas que los unen (a mayor grosor, mayor relación). Mientras que el color de las flechas indica la forma en que esta relación necesita acompañamiento de otras intervenciones socioeconómicas y políticas (negro, bajo; azul, medio; amarillo, alto). La complementariedad e interrelación entre estas categorías permite determinar qué satisfactores elegirá la sociedad para sus necesidades, con diversas implicancias para la capacidad tecnológica de la sociedad y la salud de los ecosistemas (Neef, 1998).

2.2 Servicio Ambiental de “Seguro Agrícola Ecosistémico”

2.2.1 La Función Ecosistémica de Regulación Climática

Algunos de los servicios que proveen los ecosistemas están relacionados con las funciones de regulación y mantenimiento de procesos ecológicos y ciclos bio-geo-químicos que son indispensables para el mantenimiento de la vida en el planeta, tales como la regulación del clima, la purificación del agua o el ciclo de nutrientes en el suelo (De Groot *et al.*, 2002; Myers, 1996).

Esta investigación se enfoca en la regulación del clima local, que resulta de una compleja interacción entre los patrones dinámicos de circulación atmosférica regionales con los procesos termodinámicos relacionados con la topografía, vegetación, albedo y la presencia de lagos y humedales (Pongratz *et al.*, 2006; De Groot *et al.*, 2002; Guillevic *et al.*, 2002; Oke, 1995; Nobre *et al.*, 1991)

Los cambios en los ecosistemas influyen el clima a través de varios procesos (Bonan, 2008; Chapin *et al.*, 2008; Bonan *et al.*, 2004; Snyder *et al.*, 2004; Pielke *et al.*, 1998; Saunders *et al.*, 1991), los que incluyen:

- Emisión y captura de gases efecto invernadero: el CO₂ emitido por actividades humanas es capturado por la vegetación a través de la fotosíntesis.
- Alteración del albedo: determina la absorción de la radiación solar por parte de la superficie terrestre. Los bosques tienen un bajo albedo lo que significa que absorben la radiación solar calentando el aire cercano a la superficie del suelo; mientras que los humedales, por su parte, tienen un alto albedo lo que hace que reflejen la mayor parte de la radiación.
- Alteraciones de la evapotranspiración: evaporación del agua a través de los estomas de las hojas y la evaporación de la humedad del suelo, de los cuerpos de agua y los distintos tipos de humedales, influye en la

división entre calor latente y sensible, en consecuencia enfrían el aire cercano a la superficie del suelo.

- Alteraciones en la radiación de ondas de larga frecuencia: parte del balance de energía disponible en la superficie terrestre.
- Producción y retención de aerosoles: partículas que absorben y/o reflejan la radiación solar.
- Cambios en la rugosidad de la superficie terrestre: afecta los flujos turbulentos del calor sensible, calor latente y de los intercambios de materia.
- Humedad del suelo: afecta la descomposición de la energía en calor latente o sensible, la infiltración y el escurrimiento.

Según distintos autores (Stickler *et al.*, 2009; Chapin *et al.*, 2008; Bonan *et al.*, 2004; Snyder *et al.*, 2004, Pielke *et al.*, 1998), las interacciones entre estos procesos producen tres efectos principales que son:

- Balance de Carbono; diferencia entre el CO₂ capturado por los ecosistemas a través de la fotosíntesis y el CO₂ que se emite a la atmósfera a través de la respiración y/o quema de combustibles fósiles.
- Balance de Energía; balance entre la radiación solar que llega, la proporción de esta que es reflejada (albedo) y la transferencia de la radiación absorbida a la atmósfera en forma de calor sensible (que calienta el aire cercano a la superficie), la evapotranspiración (que enfría

la superficie –calor latente) y las radiaciones de onda larga. Las principales interacciones en este balance son (Raupach, 1998):

- Acoplamiento de la radiación: la energía que se transfiere a la atmósfera como calor latente o sensible está modulada por el efecto que tiene la temperatura de la superficie sobre las radiaciones de onda larga. Un incremento en la temperatura de la superficie reduce la energía disponible al incrementar las radiaciones de onda larga, lo que, a su vez, restaura la temperatura inicial de la superficie.
- Acoplamiento aerodinámico: la transferencia turbulenta de calor y humedad está modulada por la estabilidad atmosférica. Un pequeño incremento en la temperatura de la superficie aumenta la inestabilidad atmosférica y la conductividad aerodinámica lo que, a su vez, restaura la temperatura inicial de la superficie debido a la transferencia de calor y humedad.
- Acoplamiento fisiológico: una temperatura de superficie lo suficientemente alta ocasiona un cierre de los estomas en las hojas de las plantas, lo que contribuye a incrementar aún más la temperatura de superficie. Adicionalmente, las raíces de las plantas también juegan un papel importante al incrementar el agua que es almacenada en el suelo, lo que afecta la división entre calor latente y calor sensible.

- Acoplamiento de las capas de la atmósfera: la diferencia entre la humedad ambiental y su punto de saturación evoluciona como respuesta a los cambios en las capas convectivas de la atmósfera. Estos cambios están determinados por la división entre flujos de calor sensible y latente (acoplamiento de la radiación) y la turbulencia (acoplamiento aerodinámico).
- Balance de Agua entre los ecosistemas y la atmósfera; diferencia entre la precipitación (ingreso) y el agua que regresa a la atmósfera a través de la evaporación, el agua restante escapa del ecosistema como escurrimiento.

La figura 3 muestra estos tres efectos. Cada una de las interacciones que influencia el clima se muestra con una flecha cuya orientación indica la dirección de la transferencia de masa o de energía. Los efectos que enfrían la atmósfera se muestran en flechas azules, mientras que aquellos que la calientan se presentan con flechas rojas. Otras interacciones entre los ecosistemas y el clima que no se presentan en este diagrama incluyen los efectos sobre el material particulado, el intercambio de gases efecto invernadero, el ozono y la reflectancia de las nubes.

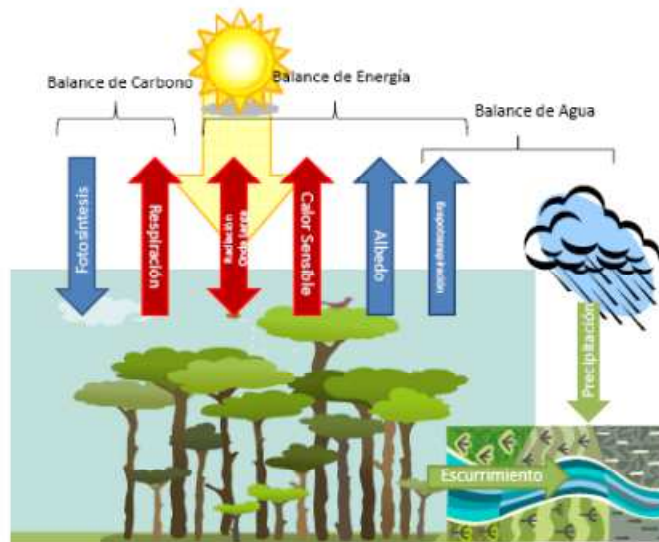


Figura 3: Interacciones entre Ecosistemas Terrestres y el Clima Local.
 Fuente: Modificado de Chapin *et al.*, 2008.

Los balances mencionados se producen en todas las escalas espaciales, desde los patrones de circulación atmosférica global hasta el clima local. Así, por ejemplo, la emisión de CO₂ y otros gases efecto invernadero es un problema que ha sido tratado a escala global y ha originado acciones de política como el Protocolo de Kioto. Mientras que, a escala regional, existe un sinnúmero de modelos que relacionan los cambios en los usos y coberturas del suelo con sus impactos sobre los climas locales y regionales.

Por ejemplo, se ha estudiado cómo la intensidad y duración de las sequías en el desierto de Sahel, África, se ve potenciada por la pérdida de cobertura vegetal (Chambers, 1998). Costa y Pires (2010) investigaron sobre el impacto que tiene la deforestación en la Amazonía sobre los patrones de precipitación,

indicando que la temporada de secano incrementaría en 1 mes de duración. Por otro lado, Yoon (2001) muestra cómo la existencia de bosques en las montañas de Costa Rica contribuye a la formación de nubes bajas, que a su vez contienen la humedad necesaria para mantener uno de los ecosistemas más diversos y productivos del planeta.

Los balances de carbono, energía y agua también tienen efectos distintos en diferentes escalas temporales. Por ejemplo, el reemplazo de los grandes pastizales por terrenos de cultivo de trigo en el centro de Estados Unidos, hace que las temperaturas máximas diarias se eleven durante la época de crecimiento pero que se enfríen en la época de siembra y/o cosecha, debido, básicamente, a las diferencias en el albedo y en el grado de saturación de agua del suelo (Ge, 2010; Bonan *et al.*, 2004). Mishra *et al.* (2010), estimaron los patrones de flujo históricos y futuros en Wisconsin, Estados Unidos, encontrando que el cambio de uso de suelo de forestal a cultivos, incrementarían el escurrimiento y disminuiría la precipitación; consecuentemente aumentando el flujo de calor latente en los meses de verano y el equivalente de agua-nieve en invierno y primavera.

El cambio de uso de suelo en Costa Rica, de bosques húmedos a cultivos de piña, también afectó la temporalidad de la evapotranspiración, modificando los patrones normales de lluvias en el sector (Yoon, 2001). Takahashi *et al.* (2010),

por su parte, estudiaron el impacto de los cambios de uso de suelo sobre el clima regional de Tailandia, cuyos resultados indican que condiciones más secas en la superficie del suelo incrementan la precipitación en las noches del mes de septiembre; asociado con la circulación térmica local responsable del gradiente de temperaturas cerca de la superficie terrestre.

Además, Guillevic *et al.* (2002), sugieren que los cambios fenológicos de la vegetación (la aparición o caída estacional de hojas, la densidad de la vegetación, etc. debido a cambios estacionales) también contribuiría a la serie de retroalimentaciones entre el clima local y la vegetación.

Asimismo, Snyder *et al.* (2004), evaluaron la influencia de los diferentes tipos de vegetación en el clima global, mediante un modelo que simula el reemplazo de bosques por desiertos. Encontraron que al reemplazar los bosques templados se produce un incremento en el albedo que hace que la radiación neta en la superficie sea menor en todas las estaciones del año. Esto, combinado con los cambios en la evapotranspiración, produce un enfriamiento en los meses de invierno (por mayor evapotranspiración y mayor disponibilidad y humedad cerca de la superficie) y un calentamiento en los meses de verano (debido a que la reducción de la evapotranspiración) (Bonan, 2008).

Falkenmark *et al.* (2007), explican cómo el cambio de uso de suelo de ecosistemas nativos a agricultura altera el clima local modificando los flujos de agua y humedad. La deforestación reduce la humedad del suelo, afectando negativamente a las precipitaciones. La conversión de bosques húmedos a pastizales disminuye la evapotranspiración, disminuye la precipitación y afecta los patrones de circulación atmosférica. Por otro lado, cuando existe riego, el incremento en la evapotranspiración contribuye a mayores precipitaciones, temperaturas más bajas y un incremento en las tormentas.

Klingaman *et al.* (2008), sugieren que la deforestación en régimen climático continental húmedo, como el de Pensilvania y Nueva York, lleva a un incremento en la temperatura del aire cercana a la superficie, una atmósfera más seca, un descenso en los niveles de precipitación y temperaturas del suelo más cálidas. El aumento en la humedad del suelo se explica por un descenso en la evapotranspiración por la remoción de la cobertura vegetal.

Nobre *et al.* (1991), encontraron que la deforestación en la Amazonía incrementa la temperatura de la superficie en hasta 3°C, provoca un descenso de la tasa de evapotranspiración de hasta 40% y reduce la precipitación en hasta un 30%. Por su parte, Pongratz *et al.* (2006), indican que estos impactos se ven fuertemente influenciados por el tipo de cobertura al que será convertido el bosque. Así, los cambios morfológicos en la vegetación tienden a calentar y

secar el clima local, pero pueden ser balanceados por la actividad fisiológica de los nuevos usos de suelo y sus tasas de evapotranspiración.

2.2.2 Los Bosques y la Regulación Climática

Cada parche de paisaje regula el clima de manera diferente debido a sus propias características de albedo, vegetación, rugosidad de la superficie, humedad en el suelo, entre otros, que influyen la manera en que se balancea la energía, carbono y agua disponibles (Oke, 1995). Esta investigación se enfoca en dos tipos de ecosistemas y su influencia sobre el clima local: los bosques y los humedales.

Para esta investigación, los ecosistemas boscosos están constituidos por bosques naturales y plantaciones forestales, ya que las interacciones biofísicas de estos ecosistemas tendrían efectos similares en la regulación del clima local.

Heisler (1986), sugiere que el mayor impacto que los ecosistemas forestales tienen sobre la regulación del clima local es el bloqueo que los doseles hacen a la radiación solar, evitando que ésta llegue directamente a la superficie del suelo.

Por su parte, Pielke *et al.* (1998), sugieren que la rugosidad de la superficie genera movimientos verticales en las capas convectivas de la atmósfera. Esto

afecta la formación de nubes al desarrollar patrones locales de circulación de los vientos, que concentran el vapor de agua de la evapotranspiración. Como consecuencia, se incrementan las precipitaciones en el lugar. De la misma manera, Stickler *et al.* (2009), indican que la presencia (o ausencia) de bosques tiene impactos en los regímenes de precipitaciones locales debido a los cambios producidos en los balances de energía y agua y en la presencia de aerosoles.

Asimismo, Rotenberg y Yakir (2010), aseguran que el incremento en la temperatura cercana a la superficie producido por un menor albedo de la cobertura forestal de los bosques semiáridos (en comparación con los campos agrícolas) se ve compensado por la evapotranspiración, reduciendo las diferencias de temperatura entre los parches forestados y no forestados y manteniendo el ratio de Bowen³ cercano a 1.

Adicionalmente, se ha estudiado cómo los bosques remueven calor del aire a través de la evapotranspiración y la circulación del aire entre sus ramas (movimientos advectivos). Oke (1995) describe tres efectos principales:

- Efecto “de ropa tendida” (*clothesline effect*): se refiere al flujo del aire a través de la cobertura vegetal (Figura 4). En un flujo horizontal, el aire

³ Razón de los flujos de energía de un medio a otro a través del calor latente y/o sensible. Para un valor mayor que 1, la mayor proporción de energía disponible en la superficie pasa a la atmósfera como calor sensible.

caliente y seco que entra hacia un bosque incrementa el calor y el gradiente de presión de vapor entre las hojas (que transpiran) y el aire. El resultado es que se incrementa la tasa de evaporación y se reduce la humedad disponible en el suelo. En la medida en que el aire circula a través de las ramas, adquiere humedad y se enfría, ajustándose a las condiciones al interior del parche de bosque.



Figura 4: Efecto de Ropa Tendida

Fuente: Oke, 1995.

- Efecto “de borde” (*leading edge effect*): en la medida en la que el aire pasa de un tipo de superficie a otro que es climáticamente diferente, debe ajustarse a las nuevas condiciones. La línea de discontinuidad, que muestra la figura 5, se conoce como efecto de borde. El ajuste no se realiza de manera inmediata en toda la capa atmosférica, sino que se transfiere gradualmente desde la superficie terrestre hacia arriba. La capa que ha sido modificada se conoce como capa interna y su profundidad crece con la distancia; mientras que el resto de capa de aire no es modificada por la superficie ya que prevalecen las influencia de los vientos superiores. De la misma manera que con el efecto de ropa tendida, el aire más caliente que ingresa al bosque cambia las

condiciones de calor y presión de vapor y se enfría y humedece gradualmente. La diferencia entre ambos efectos radica en que el efecto de ropa tendida se refiere a un flujo horizontal, mientras que el efecto de borde habla de las condiciones de mezcla de la capa de aire en un flujo vertical.

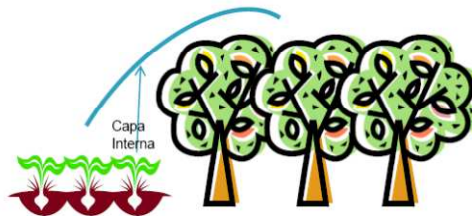


Figura 5: Efecto de Borde

Fuente: Oke, 1995

Según Pielke *et al.* (1998), la estructura vertical de la capa atmosférica más cercana a la superficie del suelo depende críticamente de la división de la radiación en los flujos de calor sensible o de calor latente. Una capa más profunda resulta, por ejemplo, cuando la energía se convierte en calor sensible ya que este tipo de flujo genera inestabilidad cercana a la superficie del suelo lo que incrementa la energía cinética turbulenta y realiza la mezcla en las capas atmosféricas. La vegetación juega un papel importante en estos intercambios, ya que frente al estrés hídrico las plantas reducen la apertura de sus estomas, lo que produce menor evapotranspiración (calor latente) y esto, a su vez, incrementa el calor sensible.

- Efecto “de oasis”: debido al enfriamiento del aire que provoca la evapotranspiración de la vegetación, los bosques generalmente tienen una menor temperatura que los parches de paisaje que los rodean, lo que es particularmente cierto para las regiones semi-áridas (Figura 6). En los parches con poca vegetación, existe un flujo de energía de la radiación solar que no termina de consumirse con la evaporación de la precipitación, lo que se traduce en un flujo de calor sensible hacia el aire. Una situación exactamente contraria sucede en los parches cubiertos por bosques. Entonces, debido al gradiente de inversión térmica, existe un flujo continuo desde las zonas secas hacia los “oasis” y viceversa.



Figura 6: Efecto de Oasis

Fuente: Oke, 1995

2.2.3 Los Humedales y la Regulación Climática

Los ecosistemas de humedal también regulan el clima gracias a los patrones de circulación térmica locales. Esta circulación tiene su origen en la coexistencia de parches de paisaje con características térmicas contrastantes (por ejemplo la superficie terrestre y el agua), que produce gradientes de presión que mueven del aire a través de estos parches.

A diferencia de la mayor parte de las superficies terrestres, un humedal, como un lago, laguna, vega, bofedal o río, tiene un rango de variación diario de temperatura muy limitado ya que el agua permite la transmisión de radiación de onda corta a grandes profundidades, trasfiere el calor por convección y mezcla dentro del propio cuerpo de agua, convierte la mayor parte de la energía en calor latente y tiene una gran inercia térmica.

Estas diferencias térmicas entre las superficies terrestres y los humedales hacen que existan distintas presiones atmosféricas sobre estos parches de paisaje, lo que a su vez genera un sistema de brisas en la línea de costa que tiene una dirección revertida en el día y la noche (ya que durante el día la superficie terrestre es caliente y el agua fría, mientras que en la noche la superficie terrestre se enfría y el agua es relativamente más caliente) (Figura 7). Esto provoca que se generen brisas lago – tierra (*land and lake breezes*) (Oke, 1995).

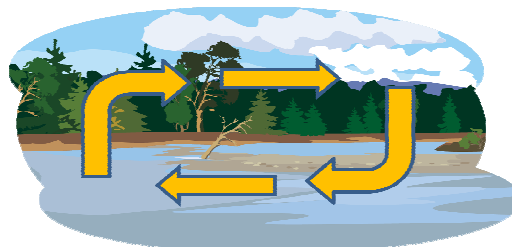


Figura 7: Brisas Lago-Tierra

Fuente: Oke, 1995

En la mañana existe un mayor flujo de calor sensible sobre las superficies terrestres, lo que calienta las columnas de aire más rápidamente y a mayor altura que sobre los humedales. Esto genera una mayor presión sobre la superficie terrestre que fluye hacia las zonas de menor presión sobre los humedales. Luego se genera una mayor presión sobre el humedal que hace que las columnas de aire frío de su superficie se muevan hacia la costa, lo que se traduce en un flujo de aire constante desde el agua hacia la tierra. En la tarde, en cambio, los patrones térmicos se invierten y el aire más caliente se genera sobre los espejos de agua lo que revierte la dirección del flujo del aire.

2.2.4 Definición del Servicio Ambiental “Seguro Agrícola Ecosistémico”

La regulación de los parámetros climáticos resulta en que los parches cubiertos por ecosistemas forestales o por humedales están menos expuestos a fenómenos climáticos extremos y, además, reducen su probabilidad de ocurrencia, variabilidad e intensidad para las áreas agrícolas y urbanas cercanas (Baumgärtner, 2008; Zhang *et al.*, 2007; Gottle y Sene, 1997). Eso se constituye en un servicio ambiental de gran importancia para la agricultura, ya que los bosques y humedales pueden disminuir la variabilidad de la productividad de los cultivos, asegurando un volumen de producto dado y, consecuentemente, una rentabilidad esperada para el agricultor.

Así, se define el servicio ambiental *seguro agrícola ecosistémico* (SAE) como el mantenimiento que los ecosistemas hacen de un rango de temperatura y humedad adecuado para cultivar y cosechar (Ramankutty *et al.*, 2006).

La idea de que un clima adecuado actúa *asegurando* las cosechas no es novedosa. Desde hace mucho tiempo se conoce que la productividad de los cultivos está controlada por una serie de factores que incluyen la productividad del suelo, el potencial genético de las semillas, las prácticas de manejo y también el clima local. Licker *et al.* (2010), sugieren dos factores climáticos fundamentales: los grados-día de crecimiento (la acumulación de calor necesaria para el crecimiento de las cosechas) y el índice de humedad suelo-cosecha (evaporación real vs. evaporación potencial o calor latente vs. calor sensible). Estos autores encontraron que en el mundo se podría incrementar la producción de maíz en un 50%; arroz en cerca del 40%; soya en 20%; y trigo en cerca del 60%; si es que se ubicaran estos cultivos en las zonas climáticas más favorables para su crecimiento. Asimismo, Lobell y Field (2007), encontraron que aproximadamente el 30% de la variación anual en el promedio de la productividad de los 6 cultivos considerados en su análisis puede ser atribuido a variables climáticas. En consecuencia, cultivar y cosechar en áreas con un clima adecuado representa una ventaja comparativa para los agricultores (Zhang *et al.*, 2007).

Por otro lado, varios autores argumentan a favor del rol de seguro que juegan los ecosistemas y su biodiversidad contra la fluctuante provisión de servicios ecosistémicos (Baumgärtner, 2008; Baumgärtner y Quaas, 2008; Lohse *et al.*, 2006). Estos autores plantean que a un mayor índice de biodiversidad, existe una menor variabilidad en la provisión de servicios ambientales ya que se aumenta la resiliencia de los ecosistemas al existir un efecto de “portafolio” de grupos funcionales de especies (Martín-López *et al.*, 2007a; Swift *et al.*, 2004). Es decir, que a una mayor cantidad de especies, mayor es la probabilidad de respuestas diferenciadas a cambios en las condiciones ambientales. Adicionalmente, a mayor cantidad de grupos funcionales, existe una mayor probabilidad de redundancia de funciones; de manera que una especie puede tomar el lugar de otra en el ecosistema evitando que todas las interacciones biofísicas y bio-geo-químicas desaparezcan, y permitiendo de esa manera que las funciones ecosistémicas y los servicios ambientales permanezcan.

El SAE se complementa con otras formas de seguros agrícolas que tienen su origen en los mercados financieros (SAF). Para Chile, este sería el caso del seguro que ofrece el Comité de Seguro Agrícola (COMSA). Este seguro es administrado por privados y subsidiado por el Estado chileno desde el año 2001, cubre la pérdida de cultivos por exceso o falta de lluvias, vientos

perjudiciales, granizo, nieve y heladas⁴ y opera entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos y en algunos valles agrícolas de las Regiones XV, I y III. Cubre una amplia variedad de cultivos y la mayoría de las comunas agrícolas de estas regiones.

Dado que los ecosistemas proveen un seguro contra el riesgo climático, se puede asumir la existencia de una relación sustitutiva entre éste y los seguros climáticos ofrecidos en el mercado (Baumgärtner, 2008; Baumgärtner y Quaas, 2008). Esto implica que el servicio ambiental SAE tiene un valor económico que se puede estimar a partir del valor del SAF. Esta investigación sigue la propuesta de Figueroa (2007) y Figueroa y Pasten (2012) que relacionan la superficie de bosque presente en cada comuna de la zona central de Chile con la prima promedio pagada por el seguro agrícola financiero. A partir de dicha relación, es posible estimar cuál sería el aporte de un incremento de 1% en la cobertura de bosque en la disminución del costo del SAF. La metodología se explica en el siguiente capítulo.

⁴ www.seguroagricola.com

2.3 Fragmentación

La fragmentación del paisaje produce una serie de parches de ecosistemas remanentes, con distintos tamaños, formas y posiciones, rodeados por una matriz de diversos usos y coberturas del suelo. Tiene dos efectos principales, el primero es el asilamiento de cada parche, que tiene importantes consecuencias para la flora y fauna al reducir el hábitat disponible y la conectividad entre poblaciones, lo que pone en riesgo la alimentación, reproducción y material genético de las especies.

El segundo efecto tiene que ver, precisamente, con la alteración de los microclimas al interior y alrededor de cada parche al modificar los flujos de radiación, viento y humedad en las formas antes descritas.

Acerca del tamaño de los parches, Figueroa y Pasten (2012) proponen que el servicio de seguro que ofrecen los ecosistemas forestales se incrementa en la medida en que se incrementa la superficie de cada parche. Esto puede deberse a que, según Saunders *et al.* (1991), para romper el efecto de borde es necesario que el viento recorra un parche con un tamaño equivalente a 100 – 200 veces la altura de la vegetación de manera que se pueda completar la transferencia turbulenta de humedad y calor en el aire.

Estos mismos autores indican que la forma de los parches también afecta su capacidad de regulación climática por la exposición de los bordes al viento. Parches con grandes perímetros tienen un incremento en la exposición al viento, lo que puede resultar en daños físicos directos a la vegetación y también en un incremento de la evapotranspiración, provocando mayor sequedad de la vegetación y cambios en la estructura vegetacional en los bordes del parche.

Finalmente, la posición del parche influye en su capacidad de regulación climática debido a los cambios en el ciclo hidrológico y la escorrentía. Parches en la parte baja de una cuenca hidrográfica tendrán mayor humedad disponible en comparación con parches en la cabecera de la cuenca.

En conservación de la naturaleza, el debate sobre la fragmentación y el tamaño óptimo de parches de paisaje bien conservados es conocido como “*single large or several small (SLOSS) debate*”. Se discute a favor de mantener una sola gran área bien conservada (Single Large) o varias áreas pequeñas (Several Small) que pueden cumplir diversas funciones dentro de un paisaje. No existe una respuesta única a esta pregunta, ya que la provisión de distintos servicios ambientales puede requerir diversas dimensiones de parches. Por ejemplo, para la conservación de la biodiversidad parecen preferibles las áreas grandes, para asegurar, entre otros, el rango de dispersión y la viabilidad genética de las poblaciones. Por otro lado, para la regulación del clima local, parecen

preferibles parches medianos frente a parches chicos con mucho perímetro, en donde no se alcanza a romper las condiciones de borde; y/o frente a parches grandes que tienen menor área de influencia en su conjunto.

Por estos motivos, se incluyó la fragmentación de cada ecosistema, calculada como el Tamaño Efectivo de Malla (*effective mesh index*) (Jaeger, 2000), entre las variables que podrían influenciar la capacidad de los ecosistemas para proveer el servicio ambiental SAE. Este índice decrece conforme la fragmentación en el paisaje incrementa y se describe con mayor detalle en el capítulo 3.

2.4 Aridez

La aridez, entendida como la ausencia de humedad, es otra variable importante en la regulación climática ya que dispone la partición entre calor latente y sensible a través de la humedad disponible en el suelo y la evapotranspiración.

Se puede esperar que el efecto de oasis (Oke, 1995) sea más evidente en las comunas más áridas. Por este motivo, se incluyó la aridez de cada comuna, calculada por el índice pluviométrico de Emberger, entre las variables que podrían influenciar la capacidad de los ecosistemas para proveer el servicio

ambiental de “seguro agrícola ecosistémico”. Este índice incrementa conforme la aridez incrementa y se describe con mayor detalle en el capítulo 3.

2.5 Valoración Económica de los Servicios Ambientales

Los tomadores de decisiones deben determinar qué intervenciones económicas, ambientales, sociales y políticas son preferibles para maximizar el bienestar de la sociedad. Uno de los componentes que pesa en esta decisión es el análisis costo-beneficio de las diversas intervenciones. Este análisis, en la mayor parte de los casos, se hace en términos monetarios, ya que esto permite su comparación y elegir aquella que proporcione una mayor utilidad.

Esto mismo sucede con los servicios ambientales, al reconocer y determinar su valor económico, se los puede comparar en el mismo nivel que otras actividades y sectores de la economía (Emerton, 1998). Así, es posible una expresión explícita de la importancia que la sociedad les asigna y la elección de las actividades en las cuales pretende utilizarlos; haciendo evidente, también, el costo de oportunidad de sus usos alternativos.

Sin embargo, la elección de qué servicio(s) ambiental(es) privilegiar no es sencilla ya que el incremento en la provisión de uno(s) muchas veces va en

desmedro de otro(s). Por ejemplo, un incremento en la provisión de alimentos puede disminuir la provisión de espacios para la recreación y/o de belleza escénica. En el momento en que el uso de un servicio ambiental compite con otro, se torna escaso (Hueting *et al.*, 1998). Valorar los servicios ambientales en términos de su escasez relativa permite dimensionarlos como un activo o un “stock” de capital (Constanza *et al.*, 1998) cuyo uso (o su combinación con otros servicios ambientales, manufacturados y/o capital humano) puede ser optimizado para obtener el máximo bienestar.

La dificultad radica en que muchos servicios ambientales tienen características que impiden que sean transados en el mercado, en donde los individuos revelan sus preferencias y se determinan los precios según su escasez relativa. Los mercados tienden a la eficiencia económica (logran una asignación óptima de recursos que maximiza el bienestar con el menor costo posible), principalmente cuando los bienes y servicios transados son bienes privados (excluyentes y rivales), para los cuales es posible construir curvas de demanda y oferta que se intersecan, determinando el precio de equilibrio estimado para el servicio.

Por su parte, los servicios ambientales tienen características de bienes públicos impuros o bienes de propiedad común, cuyo acceso no está regulado (no tienen exclusión), pero cuyo uso por una actividad cualquiera reduce su disponibilidad

para otras actividades (tienen rivalidad) (Ostrom, 2003). Estas características impiden que exista un mercado de servicios ambientales que funcione eficientemente. La no exclusión se contrapone a la asignación de un precio, ya que no es posible evitar el goce o consumo del bien por parte de un individuo que también tiene libre acceso a éste, haciendo que se pague por el mismo (Azqueta, 1994). En consecuencia, los agentes económicos carecen de los estímulos necesarios para revelar sus verdaderas preferencias (cuánto consumiría de este servicio en una canasta que maximice su bienestar). Esto, unido a la rivalidad, conduce a la sobreexplotación de los servicios ambientales, provocando una falla en la asignación de los recursos. Este fenómeno, conocido como la Tragedia de los Comunes, fue expuesto por Hardin (1968) y describe una situación en la cual agentes racionales maximizadores de su bienestar, terminan por destruir un recurso compartido limitado.

En segundo lugar, desde la perspectiva de la economía ambiental, un servicio ambiental se puede definir como una externalidad positiva (FAO, 2004). Ésta se genera cuando una actividad económica en un lugar dado, controlada por un agente económico, tiene efectos positivos en otros agentes sin que el primero sea compensado por ello (Stiglitz, 1988). Por ejemplo, el mantenimiento de un bosque en un área protegida por el Estado puede evitar la ocurrencia de fenómenos climáticos extremos para los agricultores cercanos, sin que ellos siquiera lo sepan o compensen al área protegida por este servicio. Una

externalidad no está contemplada dentro de la función de producción, entonces no se considera el efecto de los servicios ambientales en el bienestar colectivo y se provocan fallas en la asignación de recursos (es decir, los servicios ambientales son provistos en cantidades y condiciones distintas al óptimo desde el punto de vista del bienestar social); fallas de política (es decir, la autoridad toma medidas insuficientes y/o inadecuadas para evitar los problemas de asignación); y, fallas institucionales (es decir, los mecanismos, procesos e infraestructuras implementadas para corregir los problemas de asignación son inadecuados por carencia o exceso).

Valorar los servicios ambientales entrega una oportunidad para su observación y medida científica (Farber y Constanza, 2002). Cuando esta valoración se hace desde la perspectiva económica, se entrega indicaciones al mercado para que los servicios ambientales no sean considerados gratuitos y así evitar su sobreexplotación (Cancino, 2002). Al valorarlos económicamente, se les aprecia en términos de su escasez relativa, y se les dimensiona como un activo de capital (Constanza *et al.*, 1998). Esto permite una eficiente elección de las actividades en las cuales se pretende utilizarlos.

No obstante, es importante considerar que la valoración económica de los servicios ambientales no considera todas las formas de valor de los ecosistemas que los proveen, lo que provoca los mayores cuestionamientos a

su aplicación. Ésta se basa en la noción de “valor económico total” (VET). Dicho valor total está dividido en formas de valores de uso y valores de no uso. El valor de uso es la utilidad que una persona le asigna al uso de un servicio ambiental y puede ser: (a) uso directo extractivo (servicios de provisión), generalmente asociado a precios de mercado; (b) usos directos no-extractivos (servicios culturales); (c) valor de uso indirecto (servicios de regulación y soporte); (d) valor de opción, corresponde a la posibilidad de contar con un bien o servicio para satisfacer una demanda futura del mismo; (e) valor de legado, que es el valor que las personas le asignan a la posibilidad de que sus descendientes gocen de los beneficios de un bien o servicio.

Las técnicas actuales de valoración, utilizadas individualmente, son capaces de reconocer sólo algunos de estos usos, y de manera parcial, por lo que estimar el VET de un servicio ecosistémico generalmente requerirá de varias técnicas de valoración empleadas complementariamente.

Adicionalmente, a estas formas de valor se le deben agregar los valores de no-uso, que se asocian con el beneficio que reciben las personas por el simple hecho de saber que este bien o servicio existe, a pesar que de no hagan uso de él (valor intrínseco o de existencia), asociado más bien a los principios éticos y culturales de quién reconocer el servicio y le asigna valor. Así, el concepto de VET generalmente deja de lado buena parte del valor ecológico (necesarios

para asegurar la continuidad de las funciones ecosistémicas), el valor sociocultural (fuente de bienestar no-material) (De Groot *et al.*, 2002) y los valores de existencia (que tienen un valor superior para la sociedad) (Azqueta, 2007).

Por otro lado, el valor de seguro que ofrecen los ecosistemas no ha sido considerado dentro de estas formas tradicionales de valor (Figueroa y Pasten, 2012; Baumgärtner, 2008), por lo que se debería considerar su inclusión en el VET.

Si a estas consideraciones se le agrega la falta de información sobre los servicios ambientales; la indeterminación de las ciencias naturales sobre su provisión; la equidad inter e intrageneracional; las diferencias en el valor asignado según el ingreso, educación o ética de quien valora; la doble contabilidad; y, la utilización de supuestos y subrogados para realizar la valoración (Martín-López *et al.*, 2007b; Emerton, 1998), sin duda se puede cuestionar a la valoración económica ambiental como una herramienta para la toma de decisiones.

Cabe recordar, sin embargo, que aún cuando el valor estimado para los servicios ambientales es limitado y no siempre representa precios e ingresos concretos, sigue siendo un buen indicador de la magnitud de los diferentes

beneficios y costos de las distintas opciones de desarrollo (Korsgaard y Schou, 2010; De Groot *et al.*, 2002; Emerton, 1998). En definitiva, la valoración económica ayuda a :

“demostrar el alto valor de la biodiversidad, justifica su conservación y releva el hecho de que su pérdida y degradación constituyen un costo económico real que debe ser balanceado contra los beneficios económicos de actividades que la perjudican” (Emerton, 1998).

Evaluar económicamente los servicios provistos por los ecosistemas no constituye una declaración de los principios de la sociedad sobre su importancia, sino la revelación de las decisiones que efectivamente se toman cuando se asignan recursos, en un contexto de escasos, para las opciones de desarrollo (Figueroa, 2007). La valoración económica no debe considerarse un fin en sí misma, sino una herramienta que proporciona información. No se propone descubrir cuál es el valor del medio ambiente, sino cuál es la situación objetiva en términos de calidad ambiental a la que la sociedad desea encaminarse (Azqueta, 2007) y para lo cual está dispuesta a tomar decisiones de asignación eficiente de recursos.

CAPÍTULO 3

MARCO METODOLÓGICO

3.1 Método de Valoración Económica de Costos Evitados

La valoración económica ambiental trata de replicar la lógica que el mercado utiliza para valorar distintos bienes y servicios aplicada a descubrir el valor del medio ambiente y la situación objetivo en términos de calidad ambiental a la que la sociedad aspira (Azqueta, 2007). Sin embargo, dado que buena parte de los servicios ambientales carecen de precios de mercado, las personas no suelen revelar sus preferencias sobre lo que para ellas significa el acceso a estos beneficios o nivel en que quieren obtenerlos.

Una forma para resolver esta situación es deducir el comportamiento frente a los servicios ambientales basándose en las decisiones que los agentes manifiestan frente a otros bienes y servicios tradicionales, que sí tienen mercados reales, en los que efectivamente pueden tomar decisiones para asignar sus recursos. Así, a través de estos mercados indirectos, se pueden

revelar las preferencias de las personas y la sociedad acerca de los servicios ambientales.

Según Azqueta (2007), existen dos tipos de relaciones entre los servicios ambientales y los bienes y servicios tradicionales: complementariedad o sustitución. Las relaciones de complementariedad se establecen cuando el uso de los servicios ambientales se ve potenciado por el consumo de bienes o servicios privados. Por ejemplo, valorar la belleza estética de un paisaje (servicio ambiental) a través el precio de la entrada al parque nacional o de los costos incurridos para llegar a éste (bienes y servicios con precio de mercado).

Las relaciones de sustitución, por otro lado, se dan cuando el servicio ambiental forma parte de la función de producción de otros bienes y servicios o de la función de utilidad del individuo, y podrían llegar a reemplazar, en su totalidad o en parte, a alguno de los componentes de dicha función. Por ejemplo, como plantea esta investigación, la regulación del clima contra eventos extremos ejercida por los ecosistemas (seguro ambiental ecosistémico -SAE) que puede llegar a sustituir al seguro agrícola financiero (SAF), ya que la presencia de bosques y humedales evita que los agricultores paguen primas más altas al contratar el SAF debido a que su riesgo se ve, al menos en parte, cubierto o reducido por el SAE que la naturaleza provee.

Así, una alternativa para valorar económicamente el servicio ambiental es a partir del impacto en los costos en los que el agricultor deberá incurrir al contratar el SAF cuando existe un cambio en la cobertura de los ecosistemas que proveen el SAE.

Para realizar este análisis, es necesario establecer cómo se combina el SAE con el resto de factores en una función de producción para el agricultor.

Si se asume separabilidad de la función de utilidad, y si los servicios χ e Y pertenecen a un mismo subconjunto de bienes y servicios separables de dicha función de utilidad, entonces la disposición marginal a pagar (DMP) por una unidad adicional del servicio χ , en términos del precio del servicio privado Y , se puede expresar de la siguiente forma:

$$DMP_x = P_y \text{ RMS}_{x,y} \quad (1)$$

En donde,

DMP_x = disposición marginal a pagar por el servicio χ

P_y = precio del servicio Y (privado)

$RMS_{x,y}$ = razón marginal de sustitución entre estos servicios

En esta investigación, el subconjunto separable de bienes y servicios en la función de utilidad del agricultor, sería el de todos los bienes y servicios que

influyen en el riesgo referido a eventos climáticos extremos. El servicio χ sería el SAE, mientras que el servicio privado Y sería el SAF.

El precio del SAF (*market premium*), en un mundo de competencia y con mercados de cobertura de riesgo eficientes, está determinado por la disposición a pagar de los agricultores por cubrirse del riesgo climático (*risk premium*).

Si se conoce la relación marginal de sustitución, es posible estimar una función de demanda para χ en la que el precio implícito del servicio ambiental depende del precio del servicio privado sustituto, del nivel del bien ambiental y de la relación de sustitución entre ambos.

Cuando χ e Y son sustitutos perfectos, el valor económico de una mejora en la calidad del SAE se mide calculando el ahorro en los costos que representa adquirir una serie de unidades del SAF con una menor prima, con el consiguiente aumento de los ingresos para el agricultor (Azqueta, 1994).

Siguiendo la premisa anterior, Figueroa (2007) y Figueroa y Pasten (2012) suponen que el valor de la póliza del SAF ofrecido por la COMSA y adquirido por los agricultores para mitigar el riesgo climático, refleja adecuadamente el máximo valor que ellos están dispuestos a pagar por protección contra eventos climáticos extremos. Siendo que existe una relación de sustitución entre el SAF

y el SAE (Baumgärtner y Quaas, 2008), el primero es un buen punto de partida para estimar el valor del SAE.

Aquí se emplea el modelo de estimación empírica propuesto por Figueroa (2007) y perfeccionado por Figueroa y Pasten (2012) que relaciona el valor promedio pagado por la prima del SAF con la superficie de los ecosistemas forestales. Luego, se modifica para lograr dos objetivos adicionales: 1) valorar el SAE provisto por las plantaciones forestales y los humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos); y 2) controlar por las variables de fragmentación y de aridez.

3.2 Estimación del Valor del Seguro Agrícola Ecosistémico

Aquí se presenta el modelo de estimación empírica propuesto por Figueroa (2007) para estimar el valor de servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico (SAE), provisto por los ecosistemas boscosos presentes en las áreas protegidas de la zona central de Chile:

$$\ln\left(\frac{\pi_i}{H_i^A}\right) = \alpha + \beta \ln\left(\frac{M_i}{N_i}\right) + \delta \ln\left(\frac{H_i^B}{H_i^C}\right) + \varepsilon_i \quad (2)$$

En donde,

π_i = Total prima pagada en comuna i neta de subsidio (en UF anuales)

H_i^A = Superficie total asegurada en comuna i (en hectáreas)

M_i = Monto total asegurado en comuna i (en UF anuales)

N_i = Número de pólizas contratadas en comuna i

H_i^B = Superficie total de ecosistemas boscosos en comuna i (en hectáreas). Esta superficie considera el conjunto de bosques nativos y plantaciones.

H_i^C = Superficie total de la comuna i (en hectáreas)

α = Constante de la regresión

β = Elasticidad de la prima por ha a cambios en el monto por póliza

δ = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de bosques

ε_i = Término de error aleatorio

En la ecuación (2), π_i ha sido calculada como la prima total recibida por la aseguradora menos el subsidio del gobierno. Se emplea la razón M_i/N_i (monto asegurado por póliza) para controlar por el valor promedio asegurado en la comuna. El subsidio entregado por el Estado implica un menor porcentaje de subsidio en la medida que el monto asegurado por póliza es más alto; por esto, a mayor tamaño de la póliza el costo real para el agricultor (medido por π_i/H_i^A) es mayor. La variable (H_i^B/H_i^C) representa las hectáreas de ecosistemas

boscosos (sumatoria de superficie de bosques naturales y plantaciones) como proporción de la superficie de cada comuna.

Además, la regresión se expresa en logaritmo natural para representar mejor los cambios marginales (porcentuales) de la cobertura de bosque. Así, el efecto marginal de un aumento en un punto porcentual de los ecosistemas boscosos estaría dado por la derivada de la ecuación anterior, es decir:

$$\frac{\partial \pi^B}{\partial H} = \delta e^{\alpha} \left(\frac{M_i}{N_i} \right)^{\beta} \left(\frac{H_i^B}{H_i^C} \right)^{\delta-1} \frac{1}{H^c} = \delta \frac{\pi}{H^B_i} \quad (3)$$

Se debe indicar que la estimación realizada incluye los beneficios para sólo una parte de los agricultores, ubicados entre la Región de Valparaíso y la Región de Los Lagos; y sólo para aquellos que toman un seguro para protegerse de las adversidades climáticas.

Asimismo, el valor del SAE ha sido calculado nada más que para las actividades agrícolas, y dentro de ellas, solamente aquellas que cuentan con seguros disponibles en el sistema asegurador nacional (cultivos frutales y algunos cultivos anuales).

Una tercera limitación de las estimaciones realizadas por Figueroa (2007) es que ellas consideran solamente a los ecosistemas boscosos presentes en áreas

protegidas⁵ públicas; es decir, las estimaciones de estos autores no incluyen la valoración del seguro climático provisto por los ecosistemas de humedales que, como lo señala Oke (1995), también proveen este servicio ambiental.

No obstante lo anterior, es importante recalcar que los valores estimados por Figueroa (2007), son información muy relevante y útil para los agentes económicos y los tomadores de decisiones en materia ambiental, ya que demuestran que conservar los ecosistemas permite reducir la demanda por seguros financieros para protegerse contra el riesgo, evitando por esta vía costos privados incurridos por los agricultores y reduciendo los gastos en subsidios pagados por el Estado para proteger al sector agrícola.

En esta investigación, se amplía las especificaciones del modelo de Figueroa (2007) al incluir en la regresión a los ecosistemas de humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos) y estimar la influencia de otros usos y coberturas del suelo sobre el valor de la prima del seguro agrícola. Adicionalmente, se diferencian los impactos de cada tipo de ecosistema boscoso, bosque y plantación por separado, de la siguiente manera:

$$\ln\left(\frac{\pi_i}{H_i^A}\right) = \alpha + \beta \ln\left(\frac{M_i}{N_i}\right) + \delta_b \ln\left(\frac{H_i^B}{H_i^C}\right) + \delta_p \ln\left(\frac{H_i^P}{H_i^C}\right) + \delta_h \ln\left(\frac{H_i^H}{H_i^C}\right) + \delta_e \ln\left(\frac{H_i^e}{H_i^C}\right) + \varepsilon_i \quad (4)$$

⁵*Figueroa (2007)*, por la naturaleza y objetivo de su propio estudio, consideró solamente la cobertura de bosques (bosques naturales y plantaciones) ubicadas dentro de los límites de alguna unidad perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) del país.

En otras palabras, a la ecuación (2) se le agregan las variables:

H_i^H = Superficie total de humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos) en comuna i (en hectáreas)

H_i^e = Superficie total de otros usos y coberturas en comuna i (en hectáreas).

Cada uso se evaluó por separado, por lo que el término H_i^e , que es en realidad un vector compuesto por la superficie de cobertura de agricultura (H_i^a), estepa (H_i^{es}), matorral (H_i^m) y otros usos (H_i^o). Las coberturas de nieve y glaciares no fueron consideradas porque reducen considerablemente el número de observaciones.

Además, la superficie de ecosistemas boscosos ha sido dividida en:

H_i^B = Superficie total de bosques naturales en comuna i (en hectáreas)

H_i^P = Superficie total de plantaciones en comuna i (en hectáreas)

Finalmente, el efecto del cambio en un punto porcentual de cobertura de ecosistemas de bosque natural, de plantación y de humedales sobre el costo del seguro está representado por los valores encontrados de elasticidad (δ).

δ_b = Elasticidad de la prima por hectárea a cambios en la cobertura de bosques

δ_p = Elasticidad de la prima por hectárea a cambios en la cobertura de plantaciones

δ_h = Elasticidad de la prima por hectárea a cambios en la cobertura de humedales y ríos

δ_e = Elasticidad de la prima por hectárea a cambios en la cobertura de otros usos y coberturas.

Al modelo de regresión en la ecuación (4) se agregó las variables de aridez y fragmentación de los ecosistemas, debido a que, como se analizó en la sección anterior, es esperable que estas variables influyeran la capacidad de los ecosistemas para proveer el SAE por sus efectos sobre las funciones ecosistémicas subyacentes.

De esta manera la especificación final a estimar está dada por:

$$\ln\left(\frac{\pi_i}{H_i^A}\right) = \alpha + \beta \ln\left(\frac{M_i}{N_i}\right) + \beta_A \ln A_i + \beta_F \ln F_i + \delta_b \ln\left(\frac{H_i^B}{H_i^C}\right) + \delta_p \ln\left(\frac{H_i^P}{H_i^C}\right) + \delta_h \ln\left(\frac{H_i^H}{H_i^C}\right) + \delta_e \ln\left(\frac{H_i^e}{H_i^C}\right) + \varepsilon_i \quad 5$$

En esta especificación, se incluyeron las variables:

A = el índice de Embeger de la comuna i

F= Fragmentación de los ecosistemas en la comuna i.

β_A y β_F =Elasticidad de la prima frente a cambios en los factores antes expuestos.

3.3 Análisis de Datos

Para la generación de la base de datos se siguió las siguientes etapas:

3.3.1 Reclasificación de Usos y Coberturas del Suelo

Las distintas actualizaciones del CBN generaron mapas de usos y coberturas del suelo con más de 100 tipologías distintas. Éstas fueron reclasificadas en 08 usos y coberturas del suelo pertinentes a este estudio, que son:

- Agricultura
- Bosque Natural
- Estepa, Pradera o Vegetación Herbácea
- Humedales
- Matorral
- Nieve y Glaciares
- Otros Usos y Coberturas
- Plantación

En el Anexo 1 se presentan los mapas correspondientes a cada región del área de estudio.

3.3.2 Cálculo de Superficies y Fragmentación de los Ecosistemas

Con la ayuda del software ArcGis 9.2, los mapas de usos y coberturas del suelo de cada región fueron proyectados al sistema de referencia WGS 84–H19 para mantener concordancia en el cálculo de las superficies.

Luego, empleando el mismo software, se calculó el área (en hectáreas) de cada uno de los parches de cada ecosistema dentro de las comunas de las 9 regiones del área de estudio, información que sirvió para el cálculo del Índice de Tamaño Efectivo de Malla (Jaeger, 2000), F , según la siguiente expresión:

$$F = \frac{1}{H_i^C} \sum_{i=1}^n H_i^{e2} \quad (6)$$

En donde:

H_i^C = Superficie total de la comuna i (en hectáreas)

H_i^e = Superficie de cada parche del ecosistema e en la comuna i (en hectáreas)

Se eligió este índice ya que permite comparar varios ecosistemas en una misma comuna y varias comunas de distintos tamaños; también permite evaluar cambios en el tiempo; tiene una baja sensibilidad a los parches muy pequeños o muy grandes y, además, tiene una escala que resulta intuitiva (el valor del índice decrece conforme la fragmentación del ecosistema se incrementa). Según Jaeger (2000), el Índice de Tamaño Efectivo de Malla es particularmente útil para una investigación sistemática de las relaciones entre la estructura y funciones del ecosistema y permite evidenciar los cambios en el paisaje a través del tiempo.

Los resultados de Tamaño Efectivo de Malla de cada parche de ecosistema generan la primera base de datos parcial. Los datos tienen un rango desde 0 (totalmente fragmentados) a 1 (sin fragmentación).

Finalmente, se generalizaron los parches por tipo de ecosistema y se volvió a calcular la superficie para obtener el total de hectáreas por ecosistema en cada comuna, generando la segunda base de datos parcial.

La Figura 8 ilustra los procedimientos seguidos para conformar la base de datos de superficies y fragmentación de los ecosistemas:

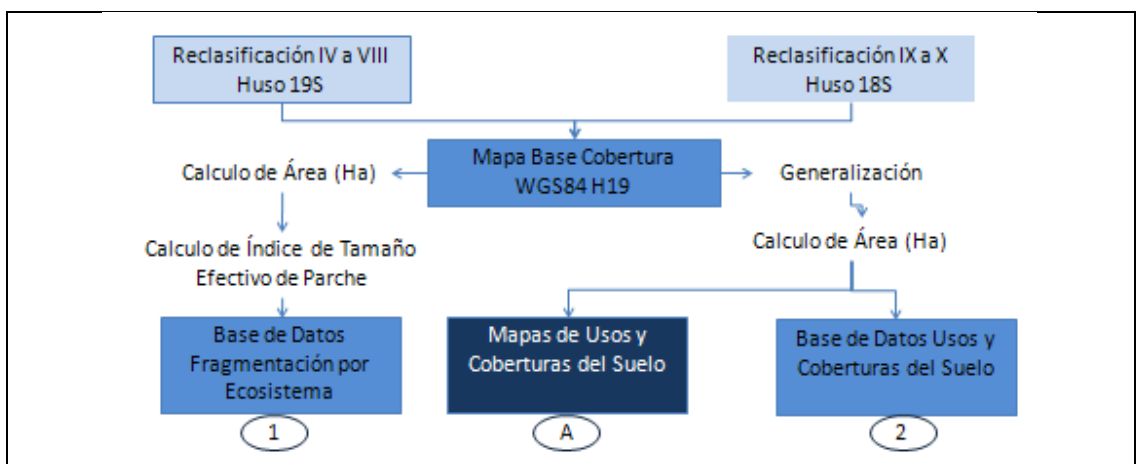


Figura 8: Cálculo de Superficies y Fragmentación de los Ecosistemas

Esta etapa del procesamiento de datos define también la unidad de estudio: hectáreas de ecosistema por comuna.

3.3.3 Cálculo de Aridez

A partir de los datos de precipitación y temperatura obtenidos de las diversas estaciones meteorológicas se calculó el Índice de Emberger, como una medida de la aridez. Este índice está definido por la expresión:

$$A = \frac{100 * Pr ecipAnual}{TempMax^2 - TempMin^2} \quad (7)$$

En donde:

P: precipitación total anual en mm.

TempMax: temperatura máxima anual en grados centígrados

TempMin: temperatura mínima anual en grados centígrados

Se eligió este índice porque era más adecuado a la información disponible en la Dirección Meteorológica de Chile y, una vez interpolado a todas las regiones del área de estudio, mostraba una distribución acorde con los patrones empíricos.

Luego, estas estaciones se incorporaron al mapa de usos y coberturas del suelo y se probaron distintos métodos de interpolación para obtener un valor del índice para cada comuna del área de estudio. Finalmente, el método que arrojó mejores resultados fue el de distancias inversas ponderadas (IDW) debido a la dispersión de las estaciones climatológicas disponibles. En el Anexo 2 se muestra este mapa.

Finalmente, se obtuvo la tercera base de datos parcial con la información del valor de aridez por comuna.

3.3.4 Construcción de la Base de Datos

Con las tres bases de datos anteriores más la información proporcionada por el COMSA se terminó de construir la base de datos necesaria para aplicar el modelo econométrico.

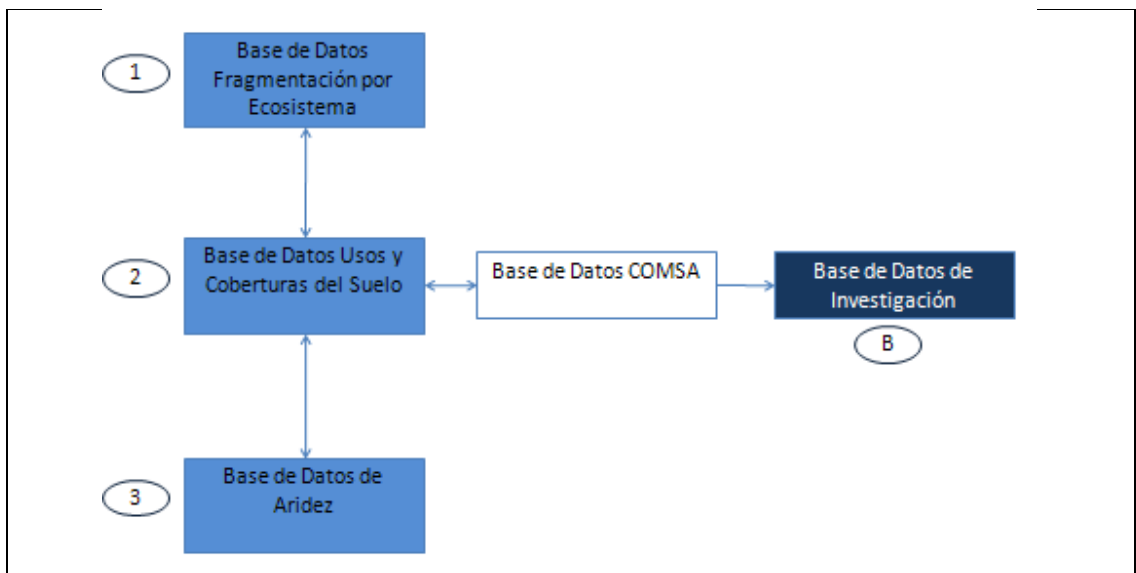


Figura 9: Construcción de la Base de Datos

3.3.5 Generación y Estimación del Modelo Econométrico

Como punto de partida, se actualizó el cálculo del servicio ambiental SAE, provisto por la cobertura de bosques, realizado por Figueroa (2007).

Como segundo objetivo, se procedió a generar un nuevo modelo econométrico que, a diferencia de Figueroa (2007), incorpora separadamente las superficies de bosque natural y de plantaciones forestales, la cobertura de humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos) y la cobertura de otros ecosistemas. Luego, como tercer objetivo, se incorporaron al modelo de estimación las variables de fragmentación y de aridez.

Finalmente, se generó una base de datos de panel, con observaciones sobre los usos y cobertura de suelo de cada comuna entre los años 2002 y 2007 para considerar la heterogeneidad no observable entre comunas en la estimación del aporte de las coberturas boscosas y de humedales al precio promedio de la prima del seguro financiero.

Un buen modelo econométrico se puede definir como exacto y simple a la vez. En cuanto a la simpleza, se busca obtener un modelo lo más parsimonioso posible; es decir, uno que, en igualdad de condiciones y con las mismas consecuencias, emplee el menor número de variables.

Con respecto a la exactitud, se emplean los criterios de información AIC (Akaike, 1974) y el criterio de información Bayesaiano (BIC) (Schwarz, 1978). El primero ofrece una medida relativa de las diferencias entre el sesgo y la varianza de los modelos en cuestión. El modelo preferido es aquel que tenga

un menor valor de AIC. El BIC se utiliza para medir la eficiencia del modelo para predecir datos y penaliza la complejidad innecesaria. Igualmente, se elige aquel modelo con un menor BIC.

Una vez estimados los resultados iniciales, se probaron distintas especificaciones del modelo buscando la mejor expresión del mismo. Siguiendo los criterios de parsimonia e información, se retiraron, una a una, aquellas variables que no fueron estadísticamente significativas (al 95% de confianza) pero que no alteraban de manera importante los resultados.

En el análisis se omitieron las coberturas de suelo de nieve y glaciares ya que son muy pocas las comunas que cuentan con éstas, lo que reduce considerablemente la muestra.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Actualizar la estimación del valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico” provisto por los ecosistemas de bosques, calculado por Figueroa (2007) .

Retomando la ecuación (2), se obtienen los siguientes resultados:

$$\ln\left(\frac{\pi_i}{H_i^A}\right) = \alpha + \beta \ln\left(\frac{M_i}{N_i}\right) + \delta \ln\left(\frac{H_i^B}{H_i^C}\right) + \varepsilon_i \quad (2)$$

Cuadro 5: Resultados de la Estimación de Actualización del Cálculo del SAE estimado por Figueroa (2007)

Prima	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
Monto	-.0334373	.0533893	-0.63	0.532	-.138881 .0720063
Bosq y Plan	-.2590613	.031414	-8.25	0.000	-.3211039 -.1970187
Constante	.3380357	.3032793	1.11	0.267	-.2609397 .9370112

Se puede destacar que, al igual que los resultados encontrados por Figueroa (2007), el modelo con datos actualizados arroja un coeficiente estimado negativo y estadísticamente significativo para las variables de cobertura de ecosistemas boscosos (bosque y plantación). El autor encontró un valor de semieslasticidad de -0,22 y un error estándar de 0,045, mientras que en la actualización del cálculo el valor es de de -0,26 con un error estándar de 0,031.

Esto indica que un aumento de 1% adicional en la cobertura de ecosistemas boscosos reduciría el valor promedio de la prima entre un 0,20% y un 0,32%.

4.2 Extender la estimación del valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico” a los ecosistemas de humedales y de plantación.

Luego de probar las distintas especificaciones, siguiendo los criterios de parsimonia e información, el modelo estimado tiene la siguiente forma:

$$\ln\left(\frac{\pi_i}{H_i^A}\right) = \alpha + \delta_b \ln\left(\frac{H_i^B}{H_i^C}\right) + \delta_p \ln\left(\frac{H_i^P}{H_i^C}\right) + \delta_H \ln\left(\frac{H_i^H}{H_i^C}\right) + \varepsilon_i \quad (8)$$

En donde,

- π_i = Total prima pagada en comuna i neta de subsidio (en UF anuales)
- H_i^A = Superficie total asegurada en comuna i (en hectáreas)
- δ_b = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de bosques
- H_i^B = Superficie total de ecosistema bosque en comuna i (en hectáreas).
- H_i^C = Superficie total de la comuna i (en hectáreas)
- δ_p = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de plantaciones
- H_i^P = Superficie total de plantaciones en comuna i (en hectáreas)

δ_h = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de humedales y río

H_i^h = Superficie total de humedales y ríos en comuna i (en hectáreas)

Los resultados se presentan en el siguiente cuadro:

Cuadro 6: Resultados de la Estimación del SAE de Bosques, Plantaciones y Humedales

Prima	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
Bosque	-.1225052	.0282022	-4.34	0.000	-.1784069	-.0666035
Humedal y Río	.0078493	.0356668	0.22	0.826	-.0628484	.078547
Plantación	-.1336052	.0199413	-6.70	0.000	-.1731322	-.0940781
Constante	-.1826874	.1787809	-1.02	0.309	-.5370623	.1716874

El modelo arroja coeficientes negativos y estadísticamente significativos de las coberturas de bosque y plantación. Por su parte, para el caso de las coberturas de humedales, no se puede descartar que el coeficiente sea distinto a cero.

La cobertura de bosques genera un aporte marginal en la reducción del valor promedio de la prima, con una semielasticidad de -0,12 y un error estándar de 0,028. Esto indica que un incremento de 1% de la cobertura de bosques, reduce el valor promedio de la prima del SAF entre 0,07% y 0,18%.

Por su parte, la cobertura de plantación genera un aporte marginal a la reducción del valor promedio de la prima con una semielasticidad de -0,13 y un error estándar de 0,019. Esto indica que un incremento de 1% de la cobertura

de plantación aporta a la reducción del valor promedio de la prima del SAF que se encontraría entre 0,09% y 0,17%.

Finalmente, es importante mencionar que, con la información disponible, la cobertura de humedales no arroja resultados estadísticamente significativos al 95% de confianza. En otras palabras, no se puede decir que un incremento en 1% de la cobertura de humedales tendría algún efecto sobre el valor promedio de la prima de SAF.

4.3 Probar las variables de control de “fragmentación” y “aridez” y su influencia sobre el valor del servicio ambiental “seguro agrícola ecosistémico”.

La estimación del modelo en la ecuación (5), que incluye los valores continuos (expresados como logaritmo natural) de las variables de aridez y fragmentación, arrojó que los aportes marginales de las variables en cuestión no son estadísticamente significativos. Es más, al incluir la variable de aridez en el modelo, todas las coberturas de ecosistemas dejan de ser significativas.

Atendiendo a las razones ecológicas que indican que estas variables deberían ser importantes en la regulación climática, debido a que afectan a las funciones ecológicas subyacentes que genera el SAE; y para solucionar posibles

problemas de colinealidad, particularmente entre superficie de coberturas y fragmentación⁶, se reformuló el modelo empleando quintiles poblacionales de ambas variables.

En el caso de la aridez, se resumen así:

Cuadro 7: Quintiles de Índice de Emberger (Aridez)

Valor del Índice de Emberger	Interpretación
0 – 99	Muy Árido
100 – 173	Árido
174 – 347	No árido y no húmedo
347 – 551	Húmedo
552 – 1580	Muy Húmedo

Para la fragmentación, el cuadro siguiente resume la reclasificación:

Cuadro 8: Quintiles de Tamaño Efectivo de Malla (Fragmentación)

Valor del Tamaño de Malla	Interpretación
0,00 – 0,20	Muy Fragmentado
0,21 – 0,40	Fragmentado
0,41 – 0,60	Ni fragmentado ni conservado
0,61 – 0,80	Conservado
0,81 – 1,00	Muy conservado

Se reemplazaron estas variables en la ecuación (5) y, al igual que para el objetivo específico 2, se probaron diversas especificaciones descartando variables según los criterios de información, hasta encontrar el modelo más parsimonioso, representado por la ecuación (9):

$$\ln\left(\frac{\pi_i}{H_i^A}\right) = \alpha + \beta_{ba} \ln F_b + \beta_{fa} \ln F_a + \delta_b \ln\left(\frac{H_i^B}{H_i^C}\right) + \delta_p \ln\left(\frac{H_i^p}{H_i^C}\right) + \delta_r \ln\left(\frac{H_i^h}{H_i^C}\right) + \varepsilon_i \quad (9)$$

⁶ La multicolinealidad se da porque la estimación de la fragmentación utiliza como variables a las superficies de las distintas coberturas de los ecosistemas. Ver fórmula (6)

A las especificaciones anteriores, se le agregó la variable

β_{fb} = Elasticidad de la prima frente a cambios en la fragmentación del bosque

Fb= Vector de dummies de fragmentación de la bosque en la comuna i.

β_{fa} = Elasticidad de la prima frente a cambios en la fragmentación de la agricultura

F_a= Vector de dummies de fragmentación de la agricultura en la comuna i.

Los resultados se muestran en el cuadro a continuación:

Cuadro 9: Resultados de la Estimación del SAE de Bosques, Plantaciones y Humedales considerando Aridez y Fragmentación

Prima	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
Bosque	-.2153801	.046557	-4.63	0.000	-.3077593 - .1230009
Humedal y Río	-.0207783	.0385727	-0.54	0.591	-.0973149 .0557583
Plantación	-.1219576	.0216742	-5.63	0.000	-.164964 - .0789513
Frag Bosq 2	.3130631	.1438326	2.18	0.032	.027668 .5984582
Frag Bosq 3	.3910333	.1631046	2.40	0.018	.0673983 .7146683
Frag Bosq 4	.5708735	.1832127	3.12	0.002	.2073398 .9344071
Frag Bosq 5	.4156434	.1988739	2.09	0.039	.0210346 .8102523
Frag Agri 2	-.3996176	.1486348	-2.69	0.008	-.6945412 - .104694
Frag Agri 3	-.0871426	.1213544	-0.72	0.474	-.327936 .1536508
Frag Agri 4	-.3118892	.1235881	-2.52	0.013	-.5571148 - .0666636
Frag Agri 5	-.2278595	.1274889	-1.79	0.077	-.4808251 .0251061
Constante	-.6281877	.2414987	-2.60	0.011	-1.107374 - .1490018

Pese a la reclasificación de la aridez como quintiles, la variable no arrojó resultados estadísticamente significativos y, además, empeora los criterios de información, por lo que fue eliminada.

En cuanto a la fragmentación, los grupos de quintiles que resultaron estadísticamente significativos, al 95% de confianza, fueron la fragmentación de la agricultura y el bosque.

Cuando se compara los parches de bosques más fragmentados (quintil 1) con parches de bosques menos fragmentados (quintiles 2 a 5), los resultados indican un incremento en el valor promedio de la prima. Según esta información, para el SAE serían mejor varios parches de bosques dispersos en el paisaje frente a un solo gran parche consolidado.

Esta afirmación es consistente con los postulados de la Planificación a Escala de Paisaje, que promueve mosaicos de diversos usos y coberturas del suelo. Sin embargo, debe considerarse con cuidado ya que, según Saunders *et al.* (1991), se requiere de un tamaño mínimo del parche para completar los intercambios de calor y humedad entre el suelo y el aire. Además, para la regulación del clima local, en particular, el riesgo decrece en la medida en que aumenta el tamaño de los ecosistemas forestales (Figueroa y Pasten, 2012). Esto podría indicar la existencia de un tamaño óptimo de parche para la provisión de este servicio ambiental.

Por su parte, la comparación de los quintiles de fragmentación de agricultura, si bien en su conjunto resulta significativa para el modelo, arroja resultados

mixtos, sin una tendencia, por lo que no se puede concluir acerca de su impacto en el valor promedio de la prima.

En esta especificación (9), la cobertura de bosques genera un aporte marginal en la reducción del valor promedio de la prima, con una semielasticidad de -0,22 y un error estándar de 0,046. Esto indica que un incremento de 1% en la cobertura de bosque reduciría el valor promedio de la prima entre 0,12% y 0,31%.

La cobertura de plantación también presenta un aporte marginal a la reducción del valor promedio de la prima, con una semielasticidad de -0,12 y un error estándar de 0,022. En otras palabras, 1% adicional de superficie de plantaciones reduciría el valor promedio de la prima entre 0,08% y 0,16%.

En cuanto a la cobertura de humedales no arroja resultados significativos, sin embargo mejora los criterios de información, por lo que se mantiene en el modelo.

4.4 Estimar el valor del “servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico”, provisto por la cobertura de bosques y humedales considerando la heterogeneidad no-observable de las características comunales.

Los modelos de regresión lineal, como los empleados en los tres objetivos anteriores, permiten ver los efectos de las variables observables sobre la variable de interés. Sin embargo, en algunos casos no es posible observar todas las variables relevantes, por lo que los resultados pueden estar sesgados debido a su omisión. La metodología de datos de panel permite controlar por algunas de estas variables, aún cuando estas no puedan ser observadas o cuantificadas. Para hacerlo, es necesario contar con una base de datos en donde cada unidad de análisis sea observada en al menos dos periodos de tiempo distintos.

El CBN posee información del año 1996 como base para todas las comunas en el área de estudio. Además, existen actualizaciones en distintos años para cada región, como lo muestra el cuadro 2. A través de una progresión con tasa de cambio lineal, estimada entre el año base y el año de actualización, se calcularon los cambios en las superficies de las coberturas y usos del suelo para cada comuna. Esta información se completó con los datos estadísticos proporcionados por el COMSA. Esto permitió generar una base de datos para el modelo de panel con observaciones para cada comuna entre los años 2002 – 2007.

Con esta información, fue posible estimar el cambio en el precio de la prima (variable dependiente) manteniendo constantes todos los otros factores no observables que difieren entre comunas pero no en el tiempo para la misma comuna. Si la variable no observada permanece constante en el tiempo, se generan las versiones en diferencias de la variable dependiente y las variables explicativas para eliminar su efecto.

Al igual que en las regresiones anteriores, se busca una expresión del modelo que sea parsimonioso. Se probaron distintas especificaciones del modelo, hasta obtener la siguiente ecuación (10):

$$\ln\left(\frac{\pi_{it}}{H_{it}^A}\right) = \alpha + \delta_b \ln\left(\frac{H_{it}^B}{H_{it}^C}\right) + \delta_p \ln\left(\frac{H_{it}^P}{H_{it}^C}\right) + \delta_H \ln\left(\frac{H_{it}^H}{H_{it}^C}\right) + \delta_M \ln\left(\frac{H_{it}^M}{H_{it}^C}\right) + \delta_o \ln\left(\frac{H_{it}^O}{H_{it}^C}\right) + \varepsilon_i \quad (10)$$

En donde,

- π_{it} = Total prima pagada en comuna i neta de subsidio (en UF anuales) en el año t
- H_{it}^A = Superficie total asegurada en comuna i (en hectáreas) en el año t
- α = Constante de la regresión
- H_{it}^C = Superficie total de la comuna i (en hectáreas) en el año t
- δ_b = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de bosque

H_{it}^B = Superficie total de bosque en comuna i (en hectáreas) en el año t

δ_p = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de plantaciones

H_{it}^P = Superficie total de plantaciones en comuna i (en hectáreas) en el año t

δ_H = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de humedales y ríos

H_{it}^H = Superficie total de humedales y ríos en comuna i (en hectáreas) en el año t

δ_M = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de matorrales

H_{it}^M = Superficie total de matorrales en comuna i (en hectáreas) en el año t

δ_O = Elasticidad de la prima por ha a cambios en la cobertura de otros usos y coberturas del suelo

H_{it}^O = Superficie total de otros usos y coberturas del suelo en comuna i (en hectáreas) en el año t

ε_{it} = Término de error aleatorio

Como en el modelo anterior (ecuación 8), se mantienen en la expresión las variables de bosques (natural y plantación) y de humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos). Por otro lado, los criterios de información de esta especificación del modelo mantienen las variables de matorrales y otros usos y coberturas de suelo.

Antes de analizar los resultados, es necesario considerar si se trata de un panel de efectos fijos o de efectos aleatorios. El primero se utiliza cuando los efectos individuales de las variables no observadas están correlacionados con las variables explicativas; mientras que el segundo asume que los efectos individuales no están correlacionados y son otro componente del error.

Los modelos de efectos fijos son más consistentes pero menos eficientes. Por otro lado, los de efectos aleatorios son más eficientes pero no siempre consistentes. Como en todo modelo econométrico, se busca emplear aquel que sea más parsimonioso y entregue una mejor explicación para los datos. Es decir que, si aplica el supuesto de no correlación entre las variables, se elegirá un modelo de efectos aleatorios.

Para comprobar si los efectos individuales están (o no) correlacionados con las variables explicativas, se aplica el Test de Hausman (1978) y de esta manera definir si el modelo a utilizar corresponde a uno de efectos fijos o a uno de efectos aleatorios. La hipótesis nula del test indica que no existe correlación entre el componente individual y las variables exógenas del modelo, por lo que el estimador de efectos aleatorios sería consistente y eficiente. Al aplicar dicho test se obtuvo un Chi^2 de 0,134, lo que indica que corresponde emplear el modelo de efectos aleatorios.

Así, los resultados del modelo de panel de efectos aleatorios para la información del precio de la prima (variable dependiente) y las superficies de ecosistemas por cada comuna (variables explicativas), entrega los siguientes resultados (Cuadro 10):

Cuadro 10: Resultados de la Estimación del SAE de Bosques, Plantaciones y Humedales considerando la heterogeneidad no-observable de las características comunales

Prima	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
Bosque	-.0685156	.0222489	-3.08	0.002	-.1121228 -.0249085
Matorral	.0784805	.030621	2.56	0.010	.0184645 .1384965
Otros	.0576965	.0216879	2.66	0.008	.015189 .1002041
Plantación	-.1295181	.016966	-7.63	0.000	-.1627708 -.0962653
Humedal y Río	-.0310759	.0251392	-1.24	0.216	-.0803479 .0181961
Constante	.2799909	.1878606	1.49	0.136	-.0882091 .6481909

La cobertura de bosques naturales genera un aporte marginal en la reducción del valor promedio de la prima, con una semielasticidad de -0,07 y un error estándar de 0,022. Esto indica que 1% adicional en la cobertura de bosque reduciría el valor promedio de la prima entre 0,02% y 0,11%.

En cuanto a la cobertura de plantaciones, arroja resultados de semielasticidad de -0,12 y un error estándar de 0,017, lo significa que 1% adicional de cobertura reduciría el valor promedio de la prima entre 0,1% y 0,16%.

La variable de humedales no arroja resultados estadísticamente significativos por lo que no se puede concluir sobre su impacto en el precio promedio de la prima.

4.5 Comparación de Resultados

Los distintos modelos probados en esta investigación arrojan resultados negativos y estadísticamente significativos para las coberturas de ecosistemas de bosques naturales y plantación; lo que permite afirmar que un incremento porcentual en la superficie de cobertura de estos ecosistemas reduce el precio promedio de la prima del seguro agrícola.

Las figuras 10 y 11 muestran la relación entre la superficie de bosque (expresada como logaritmo natural) y el valor promedio de la prima (también como logaritmo natural), evidenciando, nuevamente, que a una mayor superficie boscosa se reduce el valor promedio de la prima:

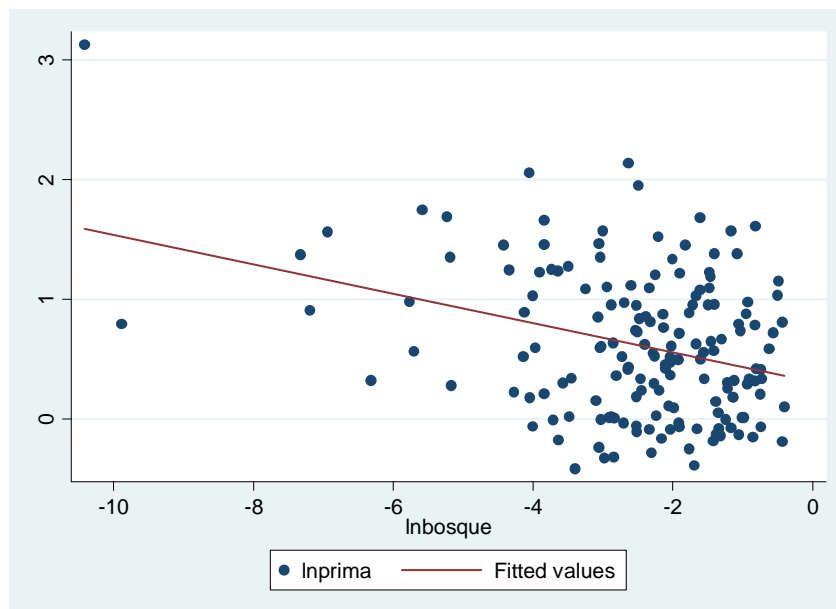


Figura 10: Relación entre superficie de bosque y valor promedio de la prima.

Lo mismo sucede con la base de datos de panel, que considera observaciones de superficie boscosa para cada comuna entre los años 2002 y 2007:

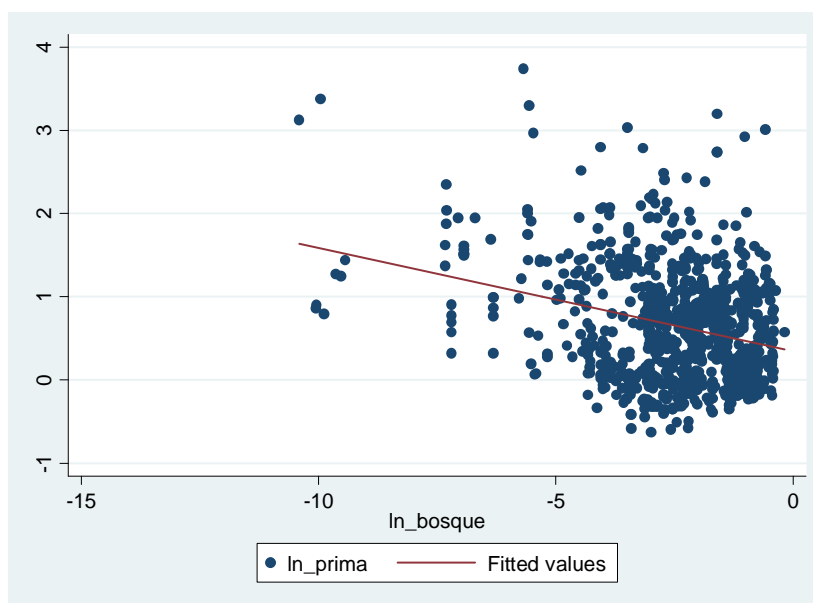


Figura 11: Relación entre superficie de bosque y valor promedio de la prima – Corte de Panel

Por otra parte, la cobertura de humedales (humedales, lagos, lagunas, vegas, bofedales y ríos) no fue significativa en ninguna de las especificaciones. Esto no significa que los humedales no contribuyan al SAE, sino que, con la información disponible, no es posible estimar su impacto en el precio promedio de la prima.

La variable de control aridez tampoco obtuvo resultados estadísticamente significativos.

Por su parte, la variable de control fragmentación arrojó resultados significativos para las coberturas de bosques y agricultura. Los resultados indican que varios parches de bosques, de tamaño mediano, dispersos en el paisaje, tendrían un mejor efecto de SAE frente a un solo gran parche consolidado debido a que se incrementa el área de influencia del conjunto.

El cuadro 11 compara los resultados para las coberturas de bosques naturales y plantación en cada uno de los modelos probados:

Cuadro 11: Comparación de Resultados

COBERTURA	Modelo (2)		Modelo (8) Bosque, Plantación, Humedal	Modelo (9)	Modelo (10)
	Figuroa 2007	Actualización		Fragmentación	Panel
Bosque Natural	-0,22	-0,26	-0,12 (0,028)	-0,22 (0,046)	-0,07 (0,022)
Plantación	(0,045)	(0,031)	-0,13 (0,019)	-0,12 (0,022)	-0,12 (0,017)

Es interesante mencionar que los resultados para las coberturas tanto de bosques naturales como de plantación son robustos en todos los modelos. Son consistentemente negativos y estadísticamente significativos, demostrando que sí existe una reducción del precio promedio de la prima frente a un incremento en la superficie de estos ecosistemas.

La actualización del cálculo realizado por Figuroa (2007) indica que el incremento de 1 punto porcentual de la cobertura de bosques y plantaciones

reduce el valor promedio de la prima pagada por el seguro agrícola financiero en 0,26%. Este resultado es consistente con Figueroa y Pasten (2012) que, utilizando información del seguro financiero del año 2006, estimaron un valor de 0,25%.

En el modelo (8), un incremento de 1 punto porcentual de la cobertura de bosques reduce el valor promedio de la prima pagada por el seguro agrícola financiero en alrededor de 0,12%, con un error estándar de 0,028. Por su parte, un incremento de 1 punto porcentual de la cobertura de plantaciones reduce el valor promedio de la prima en alrededor de 0,13%, con un error estándar de 0,019.

Cuando se considera la fragmentación como variable de control (Modelo 9), un incremento de 1 punto porcentual de la cobertura de bosques reduce el valor promedio de la prima pagada por el seguro agrícola financiero en alrededor de 0,22%, con un error estándar de 0,046. Por su parte, un incremento de 1 punto porcentual de la cobertura de plantaciones reduce el valor promedio de la prima en alrededor de 0,12%, con un error estándar de 0,022.

Comparando el modelo (8), que no considera fragmentación, con el modelo (9), se puede observar que el impacto de la cobertura de bosque en el precio promedio de la prima se incrementa; es decir, existe una mayor reducción del

precio promedio de la prima. Esta situación no se ve reflejada en las plantaciones, ya que, al ser agro-ecosistemas manejados, están relativamente poco fragmentadas.

Según los resultados obtenidos en estos modelos, para la provisión del SAE sería mejor contar con varios parches de ecosistemas boscosos, de tamaño mediano, dispersos en el paisaje; frente a un solo gran parche consolidado o continuo. Así, se incrementaría la influencia de cada parche individual en el área que lo rodea, incrementado en conjunto la provisión del servicio ambiental. Sin embargo, todavía se requiere de un tamaño mínimo del parche para completar los flujos turbulentos que permiten la transferencia de calor y humedad entre el suelo y el aire. Esto podría indicar que existe un índice de fragmentación óptimo que maximiza la multifuncionalidad de este servicio ambiental en los paisajes.

Cabe recordar, sin embargo, que para maximizar el bienestar de la sociedad, es necesario proveer de un conjunto de servicios ambientales que le proveen bienestar. Para mantener otros servicios ambientales, como la conservación de la diversidad biológica, se requieren diversos tamaños de parches bien conservados, que necesariamente deben estar conectados a través de corredores que aseguren el intercambio de materia y energía. Parches aislados dentro de una matriz fragmentada, sean grandes o pequeños, están más

expuestos al cambio de uso de suelo y se pueden ver impedidos de completar los procesos biogeoquímicos y biofísicos que originan las funciones y servicios ambientales cuyas escalas físicas y temporales todavía se desconocen.

Finalmente, cuando se considera la heterogeneidad no observable entre las comunas (modelo 10), el aporte de la cobertura de bosque al valor promedio de la prima es de una reducción de 0,07%, con un error estándar de 0,022; mientras que para las plantaciones es de 0,12%, con un error estándar de 0,017.

CAPÍTULO 5

GESTIÓN DEL SERVICIO AMBIENTAL SEGURO AGRÍCOLA ECOSISTÉMICO

5.1 COBERTURA CONTRA EL RIESGO FRENTE A EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS

Para el caso de los servicios que actúan como “seguros” (reduciendo las pérdidas y/o la probabilidad de pérdida), los niveles deseables de provisión están condicionados a la actitud o tolerancia que tenga la sociedad frente al riesgo. Para un nivel dado de riesgo, mientras mayor sea la aversión, mayor será la provisión del servicio requerida. Dado que el seguro agrícola ecosistémico (SAE) y el seguro agrícola financiero (SAF) pueden actuar como sustitutos, un agente económico podría elegir la combinación de éstos que le entregue una cobertura óptima contra el riesgo.

En otras palabras, en un escenario en donde la protección de los ecosistemas tiene costos asociados (tanto directos como de oportunidad) y existe alguna forma de seguro financiero que reemplaza al servicio ambiental, un agente

económico se enfrenta a la pregunta de qué combinación de seguros ambientales y financieros maximizan su utilidad.

Al elegir algún nivel de protección de los ecosistemas que garantice la provisión del servicio de seguro, el agricultor asume un costo asociado, que podría ser dejar parte de su terreno sin cultivar para mantener un parche de bosque. Por otro lado, este mismo agricultor se ve enfrentando a una segunda opción que es contratar un seguro financiero contra el riesgo climático con sus costos de transacción asociados. Como cualquier agente económico racional, se espera que elija aquella combinación de opciones que disminuya en la mayor medida posible el riesgo de pérdida de en sus cultivos, con el menor costo posible.

Lohse *et al.* (2006), plantean que cuando existe disponible un seguro financiero, generalmente decrece el nivel de provisión del servicio ambiental que lo sustituye. Esto puede deberse a que los agricultores perciben que el beneficio del seguro financiero será capturado íntegramente por quien lo contrata, mientras que los mecanismos por los cuales los ecosistemas proveen el mismo servicio de seguro no son comprendidos y/o no han sido valorados y, además, generan externalidades que no son relevantes para ellos.

En Chile existen políticas de Estado que fomentan la contratación del seguro agrícola financiero. Existe un subsidio al valor de la prima que paga el

agricultor, ofreciendo una mayor cobertura contra el riesgo para un monto dado de prima efectivamente pagada. El subsidio estatal consiste en un monto fijo de 1,5 UF⁷ por póliza más el financiamiento del 50% del valor de la prima neta con un tope de 55 UF por agricultor en cada temporada agrícola. De esta manera, en el caso de pequeños agricultores, el subsidio puede alcanzar una cifra cercana al 80% del valor de la prima (Superintendencia de Valores y Seguros, 2005). Además, su contratación está ligada como prerrequisito para varios créditos al pequeño y mediano agricultor otorgados por los servicios del Estado como el Instituto de Desarrollo Agropecuario (INDAP) y el Banco del Estado.

Respecto del seguro agrícola ecosistémico, gran parte de la decisión sobre su empleo como sustituto del seguro financiero se ve afectada por la incertidumbre y las fallas de mercado asociadas a la provisión de servicios ambientales. Por un lado, el conocimiento sobre cómo los ecosistemas proveen servicios ambientales es todavía incompleto. No se conoce aún el nivel de protección de la biodiversidad necesario para asegurar la provisión de servicios ambientales (Swift *et al.* 2004). E, incluso si esta información estuviese disponible, distintos actores tendrían distintas perspectivas sobre el valor de los servicios (Martín-López *et al.* 2007b).

⁷ Unidad de Fomento: unidad financiera reajutable de acuerdo a la inflación, medida como una variación del índice de precios al consumidor

Por otro lado, la provisión de los servicios ambientales está determinada tanto por las acciones propias de manejo del agricultor, como por las externalidades positivas asociadas al esfuerzo conjunto de todos los agricultores de su área. En un mercado ideal, cuando los individuos contribuyen de manera individual a la provisión de un servicio común, como la regulación del clima local, cada uno asume que las contribuciones de los otros individuos están dadas y reacciona a este comportamiento con su mejor respuesta posible (alcanzándose un equilibrio de Nash). Sin embargo, el equilibrio propuesto generalmente no se logra porque los gestores ambientales realizan pocos esfuerzos para manejar los ecosistemas ya que no consideran las externalidades positivas hacia toda el área. Además, existe el problema del polizón (*free raider*) que pudiera obtener beneficios sin comprometerse él mismo con alguna actividad de manejo que genere beneficios para otros.

Por este motivo, para asegurar un manejo del territorio sea óptimo desde el punto de vista económico y de provisión de servicios ambientales, es necesario un manejo explícito y consciente de los ecosistemas y la biodiversidad: una intervención manifiesta de las entidades reguladoras apoyada en el mejor conocimiento científico posible. Se debe trazar entre dos posibles cursos de acción: proteger los ecosistemas y los servicios ambientales que ellos proveen, o fomentar los instrumentos de mercado y/o capital manufacturado que podrían ser sus sustitutos.

Para el caso de los seguros contra riesgo climático, la discusión estará influenciada, entre otras, por las siguientes premisas (Baumgärtner, 2008; Baumgärten y Quaas, 2008; Lohse *et al.*, 2006; Swift *et al.* 2004):

- La disponibilidad y el diseño institucional de los seguros agrícolas financieros influencia el nivel de protección de los ecosistemas. Y, en un camino de dos vías, la protección de los ecosistemas puede reducir la necesidad de mecanismos financieros al ofrecer servicios ambientales que son sus sustitutos. Mientras sea más fácil acceder a los instrumentos financieros y se desconozca los beneficios asociados a la conservación de los ecosistemas, se seguirá prefiriendo los primeros.
- Es necesario mantener un nivel mínimo de biodiversidad (*threshold*) para asegurar la provisión de servicios ambientales. Desde una perspectiva de sustentabilidad débil, el SAE y el SAF son sustitutos. Pero, desde una perspectiva de sustentabilidad fuerte, se considera que existen servicios ambientales que no pueden ser sustituidos por capital manufacturado, humano y/o instrumentos financieros; o que el costo de su sustitución sería prohibitivo.
- Existe una cobertura óptima para el riesgo que combina los servicios ambientales y financieros. El beneficio promedio esperado está determinado por el nivel promedio de provisión del servicio ecosistémico (que depende del nivel de protección ambiental que se haya elegido)

menos el costo de manejo del ecosistema, unido al costo del seguro financiero; ya que se asume que juntos proveen la cobertura óptima contra el riesgo.

- Existen técnicas de valoración económica ambiental que hacen comparables ambas alternativas (SAE vs. SAF), sus beneficios y costos asociados, pero los niveles deseables son siempre una decisión de política para maximizar el bienestar y debe tomar en cuenta otros factores sociales, políticos, culturales, etc.
- Se debe incorporar el valor de los servicios ambientales en las decisiones y existen incentivos y señales (como subsidios) que son igualmente aplicables para fomentar la protección de los ecosistemas y/o la contratación de seguros financieros.

5.2 MULTIFUNCIONALIDAD DE LOS PAISAJES

En el caso de que la sociedad decida que es necesario mantener algún nivel de protección de los ecosistemas para garantizar la provisión de bienes y servicios ambientales, los gestores deben encontrar las formas de manejo y uso del territorio que maximicen su provisión.

Mientras mayor sea el nivel de protección de los ecosistemas y mejor sea el manejo de la biodiversidad asociada, se incrementa la capacidad de éstos para proveer servicios ambientales (Baumgärtner, 2008; Baumgärten y Quaas, 2008). En paisajes degradados, un incremento en los niveles de biodiversidad tiene pocos costos asociados y produce un doble efecto deseable: incrementa los posibles beneficios y reduce el azar en su provisión. Pero, por otro lado, en paisajes relativamente bien conservados, un incremento en los niveles de biodiversidad puede tener costos de oportunidad y manejo importantes, que si bien reducen la varianza de la provisión de los servicios ambientales, pueden, en un balance costo-beneficio general, impactar negativamente en los beneficios.

Swift *et al.* (2004), proponen que se requiere un número relativamente bajo de parches de ecosistemas, a escala de paisaje (o de grupos funcionales de especies, a escala de ecosistema), para optimizar las funciones ecosistémicas

que dan lugar a los bienes y servicios ambientales. Sin embargo, mientras más amplia sea la escala de manejo, mayor es la frecuencia e intensidad de los disturbios que ocasionan cambios en los ecosistemas y menor es la posibilidad de un manejo efectivo. Por esto, será necesario un número mayor de tipos de parches para asegurar el mantenimiento de las funciones ecosistémicas, incrementando la resiliencia y capacidad de adaptación del paisaje.

La gestión tradicional de los territorios, sin embargo, tiende a la homogenización del paisaje en pos de bienes ambientales tradicionales como alimentos o madera. Así, la expansión agrícola es considerada una de las mayores causas para el cambio y degradación de los ecosistemas (EEM, 2005). Ahora, en cambio, la sociedad se enfrenta al gran desafío de asegurar una producción de alimentos adecuada para una población cada vez mayor (FAO, 2007), sin disminuir la biodiversidad (soporte de vida) e incluso rehabilitando o restaurando ecosistemas degradados (Falkenmark *et al.*, 2007).

Realzar la multifuncionalidad de los paisajes significa incrementar el tipo de bienes y servicios ambientales derivados o sostenidos por los parches del paisaje, mientras se mantiene la producción agrícola como la función principal (Bossio, 2007).

La multifuncionalidad puede lograrse a nivel de cada granja o a nivel de paisaje. A escala local, se puede utilizar los bordes de los terrenos, los espacios entre cultivos o las riveras de los arroyos como terrenos con ecosistemas nativos o franjas arbóreas; de esta manera se incrementan los hábitats viables para insectos polinizadores y pequeños animales; se reduce la degradación del suelo y la sedimentación de los cursos de agua; se protege a los cultivos del viento y lluvia. Se puede manejar alternativamente terrenos cultivados y sin cultivar (barbechos) y/o cultivos perennes y estacionales para evitar la erosión y sobreexplotación del suelo, manteniendo los ciclos de nutrientes y agua. Se puede reducir el uso de fertilizantes y pesticidas y/o tecnificar el riego para evitar la contaminación de las napas freáticas, el cambio en los ciclos de nutrientes y la saturación y salinización del suelo. A esta escala, son varias las acciones de manejo que un solo agricultor puede tomar para sostener las funciones de los ecosistemas (Swift *et al.*, 2004) o incluso reemplazarlas si fuese necesario.

A escala de paisaje o de cuenca hidrográfica, en cambio, existe una menor capacidad de intervención individual frente a una mayor exposición a disturbios en los ecosistemas. Por este motivo, se requiere la intervención de una política explícita que regule el uso del suelo (Figuroa, 2011; Figuroa y Aronson, 2006). Una planificación a escala de paisaje, que diseñe mosaicos de parches

agregantes y degradantes garantiza la resiliencia y capacidad de adaptación del paisaje para mantener las funciones ecosistémicas.

La estrategia que se elija, debe tener un enfoque sistémico que integre todos los beneficios y costos asociados a las decisiones de uso del suelo, incluyendo sus efectos sobre los servicios ambientales, la producción de alimentos y la equidad social. Entre otros, estos acercamientos deben considerar (Falkenmark *et al.*, 2007; Holling *et al.*, 2000; Folke *et al.*, 2000):

- Emplear escalas biofísicas apropiadas para hacerse cargo de la incertidumbre sobre los procesos y funciones ecosistémicas. Es necesario considerar la sinergia, los cambios acumulativos y la no-linealidad entre causas del cambio y sus efectos en los ecosistemas.
- Considerar escalas temporales adecuadas para completar los ciclos de los procesos y funciones ecosistémicas y garantizar la equidad inter e intra generacional.
- Permitir la conectividad entre parches para asegurar el adecuado flujo de materiales, energía y poblaciones (genes). Planificar el tamaño, forma y posición de los parches existentes. La maximización de servicios ambientales requerirá de diversos tamaños de parches bien conservados, permanentemente conectados.

- Aplicar técnicas y conocimientos validados, sean científicos o tradicionales, para incrementar la conciencia y conocimiento sobre las funciones y procesos ecosistémicos.
- Establecer el nivel de resiliencia de los ecosistemas, es decir, cuánto cambio son capaces de soportar sin perder su funcionalidad y estructura; y cuál es el nivel mínimo de biodiversidad necesaria para mantener las funciones ecosistémicas básicas que proveen los bienes y servicios ambientales deseados.
- Involucrar a todos los actores interesados (*stakeholders*); construyendo, manejando y manteniendo relaciones colaborativas que permitan la concreción de objetivos comunes.
- Traspasar las barreras sectoriales y administrativas; involucrando a todos los sectores de gobierno y los privados.
- Estimar los beneficios y costos de los cambios propuestos y su posible distribución.
- Generar espacios de buena gobernanza y cumplimiento de los acuerdos (*enforcement*). Considerar posibles incentivos y sanciones para su mantenimiento.
- Asegurar una buena rendición de cuentas (*accountability*) de las decisiones de manejo tomadas.
- Permitir el aprendizaje continuo, el manejo adaptativo y la planificación por escenarios.

- Empoderar (*empowerment*) y capacitar a los nuevos tomadores de decisiones y actores involucrados. Sistematizar las buenas prácticas y lecciones aprendidas para estimar la factibilidad de repetir la experiencia en otros paisajes o cuencas hidrográficas.

Realizar *trade-offs* en un posible escenario que maximicen el bienestar de la sociedad sólo es posible de manera transparente, con un amplio entendimiento de los costos, beneficios y compensaciones y de cuál será su distribución entre los actores involucrados, todos ellos igualmente empoderados dentro del proceso de toma de decisiones.

Así, la valoración económica ambiental se constituye en una herramienta para la toma de decisiones, aportando un criterio de comparación entre los diversos escenarios. Si bien la decisión final debe tener en consideración otros factores además del valor económico de todos los bienes y servicios ambientales asociados a un tipo de manejo del territorio, ciertamente es un elemento importante a considerar.

Si bien el valor económico del capital natural puede ser positivo, esto no implica que, para maximizar el bienestar, dicho capital y/o los servicios ambientales que éste provee, deba ser privatizado y tranzado en un mercado. Esta es una decisión que involucra una serie de otras consideraciones además de la

valoración y eficiencia económicas; como la multifuncionalidad de los ecosistemas, la equidad en el uso de recursos de propiedad común, la equidad intergeneracional, las tradiciones éticas y los valores culturales

El reto para los tomadores de decisiones es evaluar qué solución es más efectiva, eficiente y equitativa. Existen varios tipos de respuestas de política pública, regulación, acuerdos voluntarios entre privados y mercados que pueden ser considerados en la gestión de los servicios ambientales (TEEB, 2009).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los servicios ambientales son el resultado de las funciones ecosistémicas, satisfacen necesidades humanas y tiene valor porque aportan al bienestar de la sociedad. En ese estudio se define el servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico (SAE) como el mantenimiento de un clima adecuado para cultivar y cosechar y se estima su valor económico a través de su impacto sobre el precio promedio de la prima del seguro agrícola financiero.

El SAE es el resultado de una compleja interacción entre varios procesos biofísicos y bio-geo-químicos que incluyen la emisión y captura de gases de efecto invernadero; la alteración del albedo; la alteración de la evapotranspiración; la alteración de las ondas de larga frecuencia; los cambios en la rugosidad de la superficie; y la humedad y rugosidad del suelo. Éstos dan lugar a distintos balances de carbono, energía y agua para diferentes parches del paisaje (ecosistemas). La literatura sugiere que los parches que ejercen la función de regulación climática con mayor intensidad son los bosques y humedales.

Dado que los ecosistemas proveen un seguro contra el riesgo climático, se puede asumir la existencia de una relación de sustitución entre éste y los seguros financieros. Esto implica que el valor económico del SAE se puede estimar revelando econométricamente la tasa de intercambio marginal implícita entre este servicio y la información de mercado sobre el servicio privado que se tranza explícitamente (SAF).

La hipótesis planteada para esta investigación se acepta parcialmente ya que un incremento de un punto porcentual de la cobertura de bosque sí reduce el valor promedio de la prima, pero en cifras menores a las sugeridas inicialmente.

Por otro lado, la hipótesis planteada de que la cobertura de humedales también reduciría el valor promedio de la prima se rechaza, dados los resultados de los modelos planteados con la información disponible.

El modelo seleccionado corresponde a la ecuación (9), que considera la superficie de los ecosistemas y la variable de control de fragmentación, en donde un incremento de un punto porcentual de la cobertura de bosques reduce el valor promedio de la prima pagada por el seguro agrícola financiero en alrededor de 0,22%, con un error estándar de 0,046. Por su parte, un incremento de un punto porcentual de la cobertura de plantaciones reduce el

valor promedio de la prima en alrededor de 0,12%, con un error estándar de 0,022.

Según los resultados obtenidos, para maximizar la provisión del servicio ambiental seguro agrícola ecosistémico, serían preferibles varios parches, de tamaño mediano, dispersos dentro del paisaje. Sería interesante continuar en esta línea de investigación, acerca de la fragmentación y tamaño óptimo de parches, cuyo conjunto maximice la multifuncionalidad de servicios ambientales en los paisajes. Diversos servicios ambientales necesitarán distintos tamaños, formas y posiciones de parches dentro del paisaje y la maximización de su provisión, a su vez, maximizará el bienestar de la población. Es un reto relevante para los planificadores territoriales.

Cuando se considera la heterogeneidad no observable entre las comunas del modelo, el aporte de la cobertura de bosque al valor promedio de la prima es de una reducción de 0,07%, con un error estándar de 0,02; mientras que para las plantaciones es de 0,12%, con un error estándar de 0,02.

Si bien la contribución de los bosques naturales y las plantaciones a la reducción del precio promedio de la prima parece exigua, se debe considerar que es sólo una parte del valor económico total de este servicio ambiental y que éste, a su vez, es sólo una parte del valor de los ecosistemas boscosos.

Existen otros bienes y servicios ambientales ofrecidos por los bosques, tanto de uso (leña, frutos, etc.) como de no-uso (belleza escénica, educación, etc.) y de existencia (material genético, preservación, etc.) que forman parte de su valor total. Además, el servicio de seguro que ofrecen los ecosistemas no está incluido dentro de las categorías tradicionales de valor. Esta investigación aporta con la estimación de tan solo una pequeña parte del VET de los ecosistemas boscosos.

Además, la estimación realizada incluye los beneficios para sólo una parte de los agricultores, ubicados entre la Región de Coquimbo y la Región de Los Lagos, y sólo para aquellos que toman un seguro para protegerse de las adversidades climáticas. En este sentido, el valor puede estar subestimado.

De todas maneras, la consistencia y robustez de los resultados es una indicación importante para los tomadores de decisiones, que ahora pueden considerar el hecho que los ecosistemas boscosos sí reducen el valor promedio de la prima pagada. Esto puede implicar cambios en la política pública a través de la corrección del mercado, reorientando recursos entregados como subsidio al SAF hacia la conservación de los ecosistemas que proveen, además, varios otros servicios ambientales que también deben ser incorporados a la decisión.

Solamente reconociendo e incorporando el VET de los ecosistemas a la toma de decisiones, se pondrá en evidencia su verdadera contribución al bienestar de la sociedad y se planificará el manejo y uso del suelo de manera acorde.

Para asegurar un manejo del territorio sea óptimo desde el punto de vista económico y de provisión de servicios ambientales, en otras palabras, para que maximice el bienestar social, es necesaria esta intervención de política explícita a favor de la conservación.

BIBLIOGRAFÍA

AKAIKE, H. 1974. *A new look at the statistical model identification*. IEEE Transactions on Automatic Control 19 (6): 716–723.

AZQUETA, D. 2007. *Introducción a Economía Ambiental*. Primera Edición. MacGraw-Hill. Madrid – España. Pp. 459.

AZQUETA, D. 1994. *Valoración Económica de la Calidad Ambiental*. Primera Edición. McGraw-Hill. Madrid-España. Pp. 299.

BAUMGÄRTNER, S. 2008. The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services. *Natural Resource Modeling* 20 (1): 87 – 127.

BAUMGÄRTNER, S. y QUAAS, M. 2008. *Natural vs. Financial insurance in the management of public-good ecosystems*. *Ecological Economics* 65 (2): 397 – 406.

BONAN, G. 2008. Forest and Climate Change: forcings, feedbacks and the climate benefits of forest. *Science* 320: 1444- 1449.

BONAN, G., DEFRIES, R., COE, M., OJIMA, D. 2004. *Land Use and Climate*. En: G. Gutman (editor): Land Chance Science. Kluwer Academic Publishers. Holanda. Pp: 301-314.

BOSSIO, D. 2007. *Conserving Land, Protecting Water*. En D. Molden (editores): Water for food, water for life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Londres, Reino Unido. Earthscan. Colombo, Sri Lanka. IWMI. Pp. 551-583.

BOYD, J. y BANZHAF, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental units. *Ecological Economics* 63: 616 – 626.

CANCINO, J. 2002. *Valoración económica de recursos naturales y su aplicación a las áreas silvestres protegidas*. Departamento de Economía Agraria Universidad Católica de Chile. Pp. 5.

CHAMBERS, S. 1998. Short and long term effects of clearing native vegetation for agricultural purposes. Flinders University of South Australia. Adelaide, Australia.

CHAPIN, S., RANDERSON, J., McGUIRE, D., FOLEY, J., FIELD, C. 2008. *Changing feedbacks in the climate – biosphere system*. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6 (6): 313-320.

COMSA – Comité de Seguro Agrícola. Disponible en: <http://www.seguroagricola.com/>

CONAMA – Comisión Nacional de Medio Ambiente. 2005. *Política Nacional de Áreas Protegidas*. Pp. 22. Disponible en: <http://www.sinia.cl/1292/article-35111.html> Consultada el 12/09/07.

CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FABER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEIL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELTA, M. 1998. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Ecological Economics* 25 (1998): 3-15.

CBN – CONAF. Catastro de Bosque Nativo – Corporación Nacional Forestal. Base de Datos, distintos años.

COSTA, M. y PIRES, G. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology* 30 (2010): 1970–1979.

DAILY, G. (Editora). 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.

DE GROOT, R., WILSON, M., BOUMANS, R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.

DIRECCIÓN METEOROLÓGICA DE CHILE. Distintos Años. *Anuarios Climatológicos*. Consulta en Biblioteca.

EMERTON, L., BISHOP, J., THOMAS, L. 2006. *Sustainable Financing of Protected Areas: A global review of challenges and options*. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Pp. 97.

EMERTON, L. 1998. *Usando la Economía para las Estrategias de Biodiversidad y Planes de Acción en África del Este*. Programa de África del Este de la Unión Mundial para la Naturaleza. Programa de Economía y Biodiversidad. UICN. Gland – Suiza. Pp. 51.

EEM – Evaluación de Ecosistemas del Milenio. 2005. *Ecosystem and Human well being: synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press. Washington, DC. Pp. 43.

FAO – Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. 2004. *Foro Electrónico sobre sistemas de pago por servicios ambientales en Cuencas Hidrográficas. Informe Final*. FAO y Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Manejo de Cuencas Hidrográficas –REDLACH. 12 de abril al 21 de mayo de 2004. Santiago de Chile. Pp 27. Disponible en: <http://www.rlc.fao.org/foro/psa/>. Consultado el 13/09/07.

FAO – Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. 2007. *The state of food and agriculture*. FAO Agricultural Series N° 38.

FARBER, S. y CONSTANZA, R. 2002. Introduction to the especial issue on the dynamic and value of ecosystem services: integrating economical and ecological perspectives. *Ecological Economics* 41 (3): 367-373.

FALKENMARK, M., FINLAYSON, M., GORDON, L. J. 2007. *Agriculture, water, and ecosystems: Avoiding the costs of going too far*. En D. Molden (editores): Water for food, water for life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Londres, Reino Unido. Earthscan. Colombo, Sri Lanka. IWMI. Pp. 233-277.

FIGUEROA, E. y ARONSON, J. 2006. *New linkages for protected areas: making them worth conserving and restoring*. *Journal for Nature Conservation*. Volumen 14 (3-4 2006): 225 – 232.

FIGUEROA, E. 2007. *Informe final: Análisis Económico y Estudio de Factibilidad para el Financiamiento del Sistema de Áreas Protegidas*. Proyecto PNUD-GEF “Construyendo un Sistema Nacional de Áreas Protegidas Comprensivo para Chile”.

FIGUEROA, E., PIÑEIRO, M.L., REYES, P., ROJAS, J. 2009. *Curso Pago por Servicios Ambientales y Otros Mecanismos de Financiamiento para las Áreas Protegidas*. Núcleo de Capacitación en Políticas Públicas. Oficina Regional de FAO para América Latina y el Caribe. Disponible en: <http://www.rlc.fao.org/nucleo/nucleo.htm>

FIGUEROA, E. 2011. *Economic and Political Economy Considerations for Social Decision Making to Protect Biodiversity*. En: E. Figueroa (editor): Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations. Editorial FEN-Universidad de Chile. Santiago de Chile. Pp 31 – 46.

FIGUEROA, E. y PASTEN, R. 2012. *The Insurance Value of Forests in Supplying Climate Regulation*. Serie de Documentos de Trabajo Volumen 372. Departamento de Economía. Facultad de Economía y Negocios. Universidad de Chile. Santiago de Chile. Pp.1 - 21. Disponible en: http://www.econ.uchile.cl/publicaciones/documentos_de_trabajo.

FOLKE, C., BERKES, F., COLDING, J. 2000. *Ecological practices and social mechanisms for building resilience and sustainability*. En: F. Berkes y C. Folke (editores): Linking Social and Ecological Systems. Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience. Cambridge University Press. Reino Unido. Pp. 414 – 436.

GE, J. 2010. MODIS observed impacts of intensive agriculture on surface temperature in the southern Great Plains. *International Journal of Climatology* 30: 1994–2003.

GOTTLE, A., SENE, E. N. 1997. *Funciones protectoras y ambientales de los bosques*. XI Congreso Forestal Mundial. 13 a 22 de Octubre. Antalya, Turquía.

GUILLEVIC, P., KOSTER, R.D., SUAREZ, M.J., BOUNOUA, L., COLLATZ, G., LOS, O., MAHANAMA, S. 2002. *Influence of the Interannual variability of vegetation on the surface energy balance – a global sensitivity study*. *Journal of Hydrometeorology* 3 (2002): 617 – 629.

HARDIN, G. 1968. *The Tragedy of the Commons*. *Science* 162: 1243-1248.

HAUSMAN, J. 1978. *Specification Tests in Econometrics*. *Econometrica* 46 (6): 1251–1271.

HEISLER, G. 1986. *Energy savings with trees*. *Journal of Arboriculture* 12 (5): 113 – 125.

HOLLING, C.S., BERKES, F., FOLKE, C. 2000. *Science, sustainability and resource management*. En: F. Berkes y C. Folke (editores): Linking Social and Ecological Systems. Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience. Cambridge University Press. Reino Unido. Pp. 342 – 361.

HUETING, R., REIJNDERS, L., DE BOER, B., LAMBOOY., J., JANSEN, H. 1998. *The concept of environmental function and its valuation*. Ecological Economics 25 (1998): 31–35.

JAEGER, J. 2000. Landscape division, splitting index and the effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15: 115-130.

KLINGAMAN, N., BUTKE, J., LEATHERS, D., BRINSON, K., NICKL, E. 2008. *Mesoscale simulations of the land surface effects of historical logging in a moist continental climate regime*. Journal of Applied Meteorology and Climatology 47: 2166-2182.

KREMEN, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. Ecology Letters (2005) 8: 468–479.

KORSGAARD, L., SCHOU, J. 2010. Economic valuation of aquatic ecosystem services in developing countries. Water Policy 12 (2010): 20-31.

LICKER, R., JOHNSTON, M., FOLEY, J., BARFORD, C., KUCHARIK, C., MONFREDA, C., RAMANKUTTY, N. 2010. *Mind the gap: how do climate and agricultural management explain the yield-gap of croplands around the world?.* Global Ecology and Biogeography 19 (6): 769-782.

LOBELL, D.B., FIELD, C.B. 2007. *Global scale climate-crop yield relationships and the impact of recent warming*. Environmental Research Letters 2 (2007) 014002.

LOHSE, T., ROBLEDO, J., SCHMIDT, U. 2006. *Self-insurance and self protection as public goods*. Leibniz Universität Hannover. Discussion Paper No. 354.

MARTIN-LOPEZ, B., GONZALES, J.A., CASTRO, I., GARCIA-LLORANTE, M. 2007a. *Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional*. Ecosistemas 16 (3): 69-80.

MARTIN-LOPEZ, B., MONTES, C., BENAYAS, J. 2007b. *Economic Valuation of Biodiversity Conservation: the meaning of numbers*. Conservation Biology 22 (3): 624-635.

MISHRA, V., CHERKAUER, K., NIYOGI, D., LEI, M., PIJANOWSKI, B., RAY, D., BOWLING, L., YANG, G. 2010. A regional scale assessment of land use/land cover and climatic changes on water and energy cycle in the upper Midwest United States. *International Journal of Climatology* 30 (2010): 2025–2044.

MYERS, N. 1996. *Environmental services of biodiversity*. *Proceedures of Natural Academy of Science of the United States*. Vol. 93. Pp. 2764-2769.

NEFF, M. 1998. *El Desarrollo a Escala Humana: conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones*. Editorial Nordan-Comunidad. Segunda Edición 1998. Pp. 148.

NOBRE, C., SELLERS, P., SHUKLA, J. 1991. *Amazonian Deforestation and Regional Climate Change*. *Journal of Climate* 4 (1991): 957 – 988.

OKE, T.R. 1995. *Climate of Non-Uniform Terrains*. En su: Boundary Layer Climates. Segunda Edición. Routledge, University Press. Cambridge. Pp. 158 – 189.

OSTROM, E. 2003. *Governing the Commons: the evolution of institutions for colective actions*. Cambridge University Press. Estados Unidos. Pp. 271.

PIELKE, R., AVISSAR, R., RAUPACH, M., DOLMAN, A.J., ZENG, X., DENNING, S. 1998. *Interactions between the atmosphere and terrestrial ecosystems: influence on weather and climate*. *Global Change Biology* 4: 461-475.

PONGRATZ, J., LAHOUARI, B., DE FRIES, R., MORTON, D., ANDERSON, L., MAUSER, W., KLINK, C. 2006. *The impact of land cover change on surface energy and water balance in Mato Grosso, Brazil*. *Earth Interactions* 10 (2006). Paper N° 19.

RAMANKUTTY, N., DELIRE, C., SNYDER, P. 2006. Feedback between agriculture and climate: an illustration of the potential unintended consequences of human land-use activities. *Global and Planetary Chance* 54 (2006) 79 – 93.

RAUPACH, M.R. 1998. Influences of local feedbacks on land-air exchanges of energy and carbon. *Global Change Biology* 4: 477-494.

ROTENBERG, E., YAKIR, D. 2010. *Contribution of Semi-Arid Forests to the Climate System*. *Science* 327: 451 – 454.

SAUNDERS, D., HOBBS, R., MARGULES, C. 1991. *Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a review*. Conservation Biology 5 (1): 18-32.

SCHWARTZ, G. 1978. *Estimating the dimension of a model*. Annals of Statistics 6 (2): 461–464.

SNYDER, P.K., DELIRE, C. FOLEY, J. 2004. Evaluating the influence if different vegetation biomes on the global climate. Climate Dynamics 23: 279-302.

SPASH, C. 1997. Ethics and Environmental Attitudes with Implications for Economic Valuation. Journal of Environmental Management 50: 403-416.

STICKLER, C., NEPSTAD, D., COE M., McGRATH D., RODRIGUES, H., WALKER, W., SOARES-FILHO, B., DAVIDSON, E. 2009. *The potential ecological costs and cobenefits of REED: a critical review and case study from de Amazon Region*. Global Change Biology 15: 2803-2824.

STIGLITZ, J. 1988. *La Economía del Sector Público*. Segunda Edición. Antoni Bosch, editor. Barcelona – España.

SUPERINTENDENCIA DE VALORES Y SEGUROS. 2005. *Seguro Agrícola*. División Técnica y Normativa. Disponible en: www.svs.cl/sitio/...seguros/est_seguro_agricola/info_seguro_agricola04.doc. Consultada el 28/05/2010

SWALLOW, B., KALLESOE, M., IFTIKHAR, U., VAN NOORDWIK, M., BRACER, C., SCHERR, S., RAJU, K.V., POATS, S., DURAIAPPAH, A., OCHIENG, B., MALLEE, H., RUMLEY, R. 2007. *Compensation and Rewards for Environmental Services in the Developing World: Framing Pan-Tropical Analysis and Comparison*. ICRAF Working Paper no. 32.

SWIFT, M.J., IZAC, A., NOORDWIJK, M. 2004. *Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions?*. Agriculture, Ecosystems and Environment 104 (2004): 113-134.

TAKAHASHI, H. G., YOSHIKANE, T., HARA, M., TAKATA, K., YASUNARI, T. 2010. High-resolution modelling of the potential impact of land surface conditions on regional climate over Indochina associated with the diurnal precipitation cycle. International Journal of Climatology, 30 (2010):2004–2020.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2009. *TEEB Climate Issues Update*. September 2009.

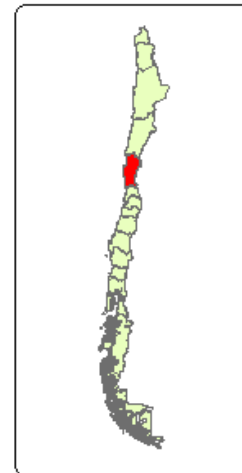
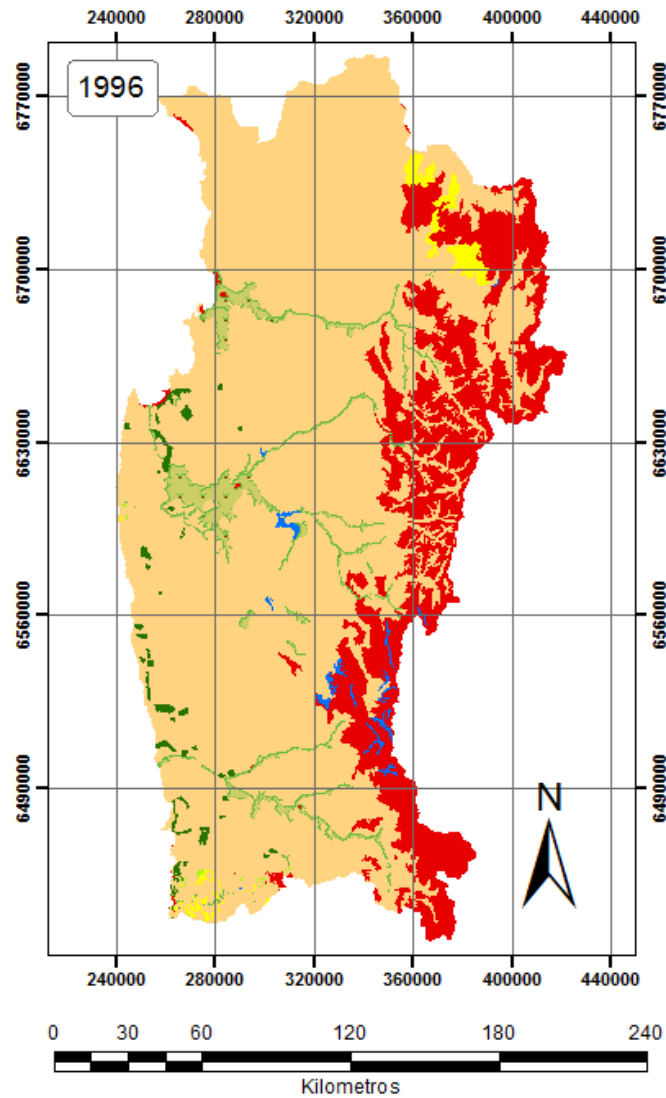
YOON, C.K. 2001. *Something missing in fragile cloud forest: the clouds*. The New York Times. Noviembre 20 de 2001. Disponible en: <http://www.nytimes.com/2001/11/20/science/earth/20CLOU.html?ext=1007312597&ei=1&en=2593599ce6de0764>. Consultada el 25/10/2010.

ZHANG, W., RICKETTS, T., KREMEN, C., CARNEY, K., SWINTON, S. 2007. *Ecosystem services and dis-services to agriculture*. Ecological Economics 64: 253 – 260.

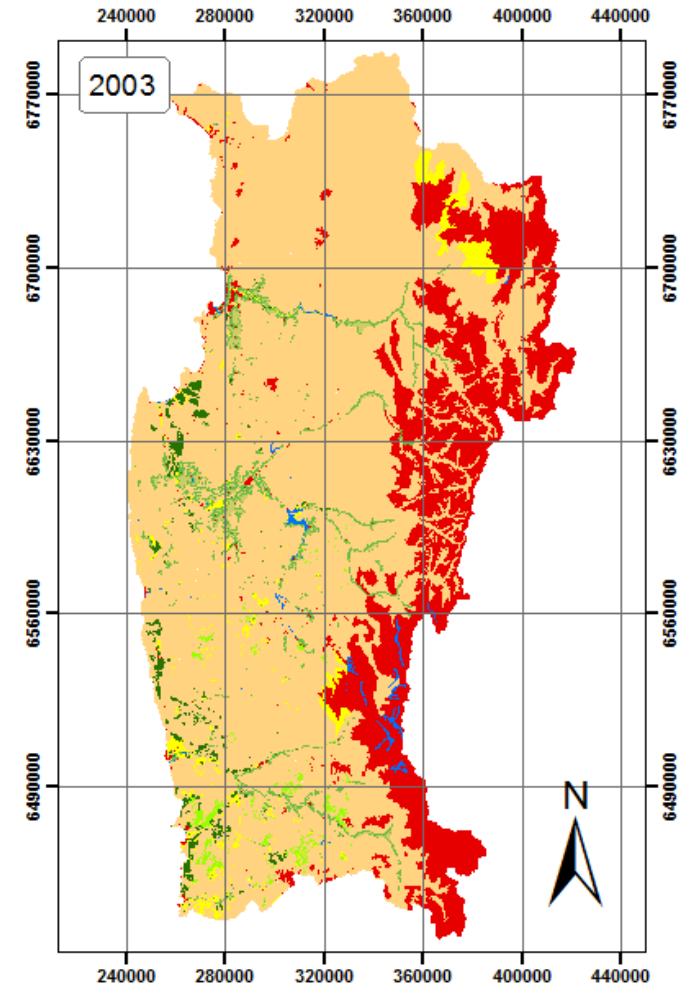
ANEXO 1

Mapas de Usos y Coberturas del Suelo

Uso y Cobertura de Suelo: IV Región de Coquimbo

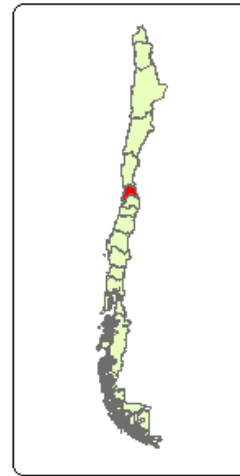
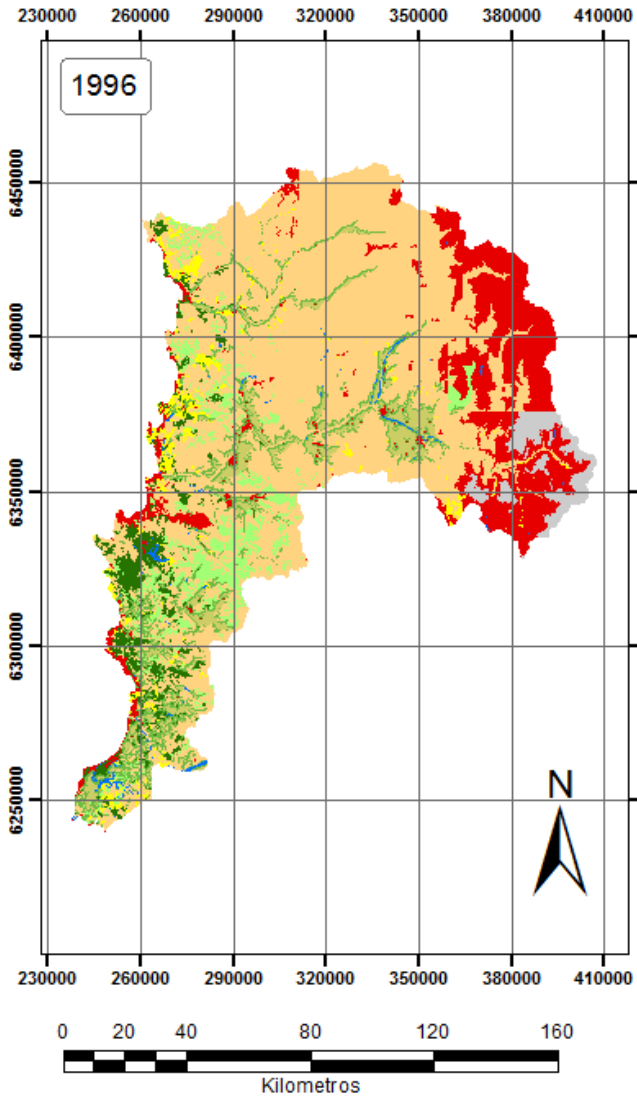


1:2.500.000

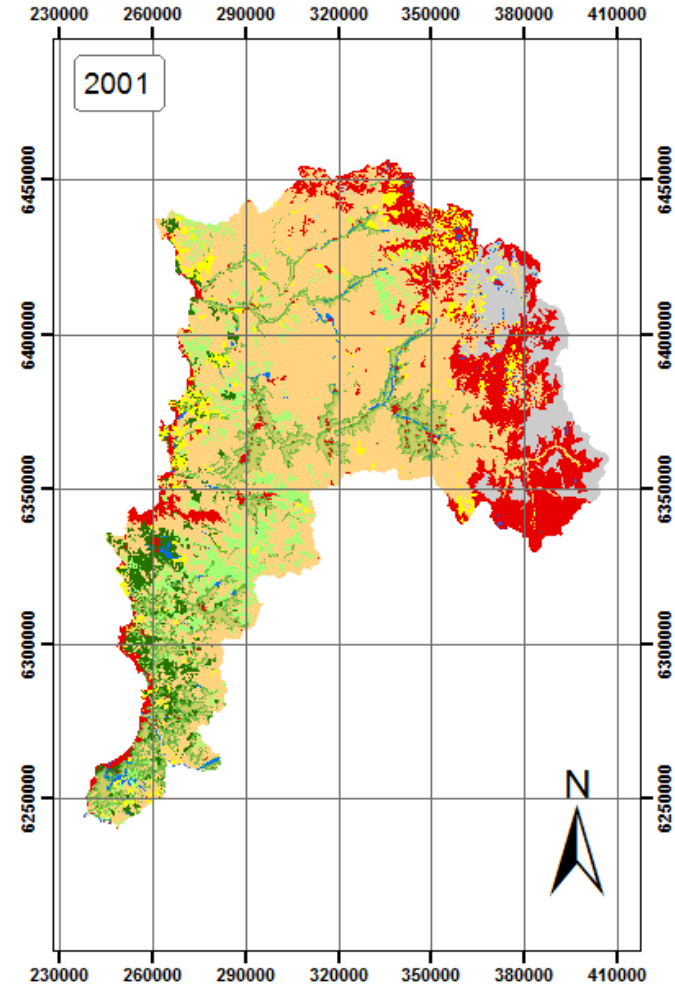


WGS84 19S

Uso y Cobertura de Suelo: V Región de Valparaíso

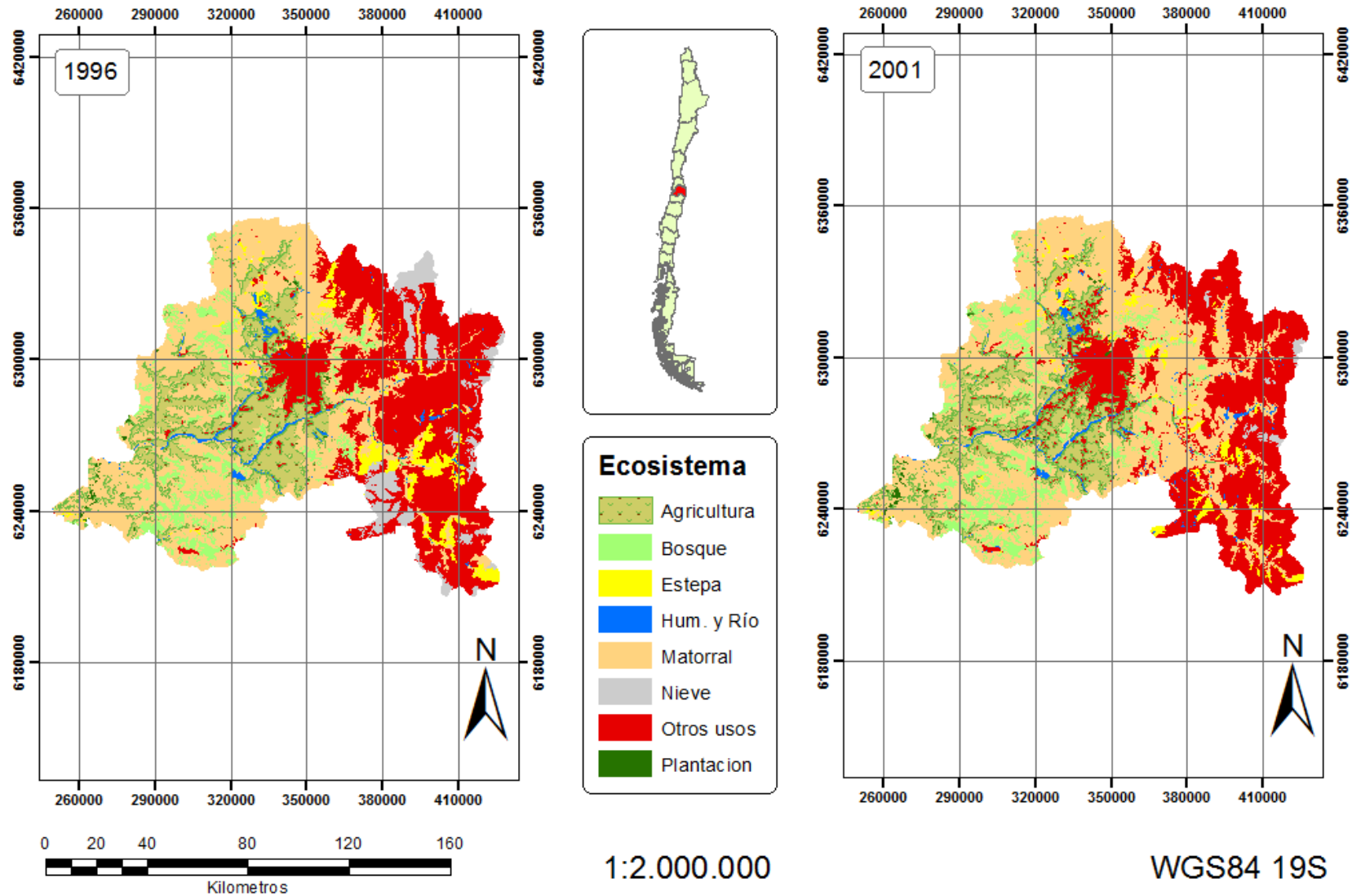


1:2.000.000

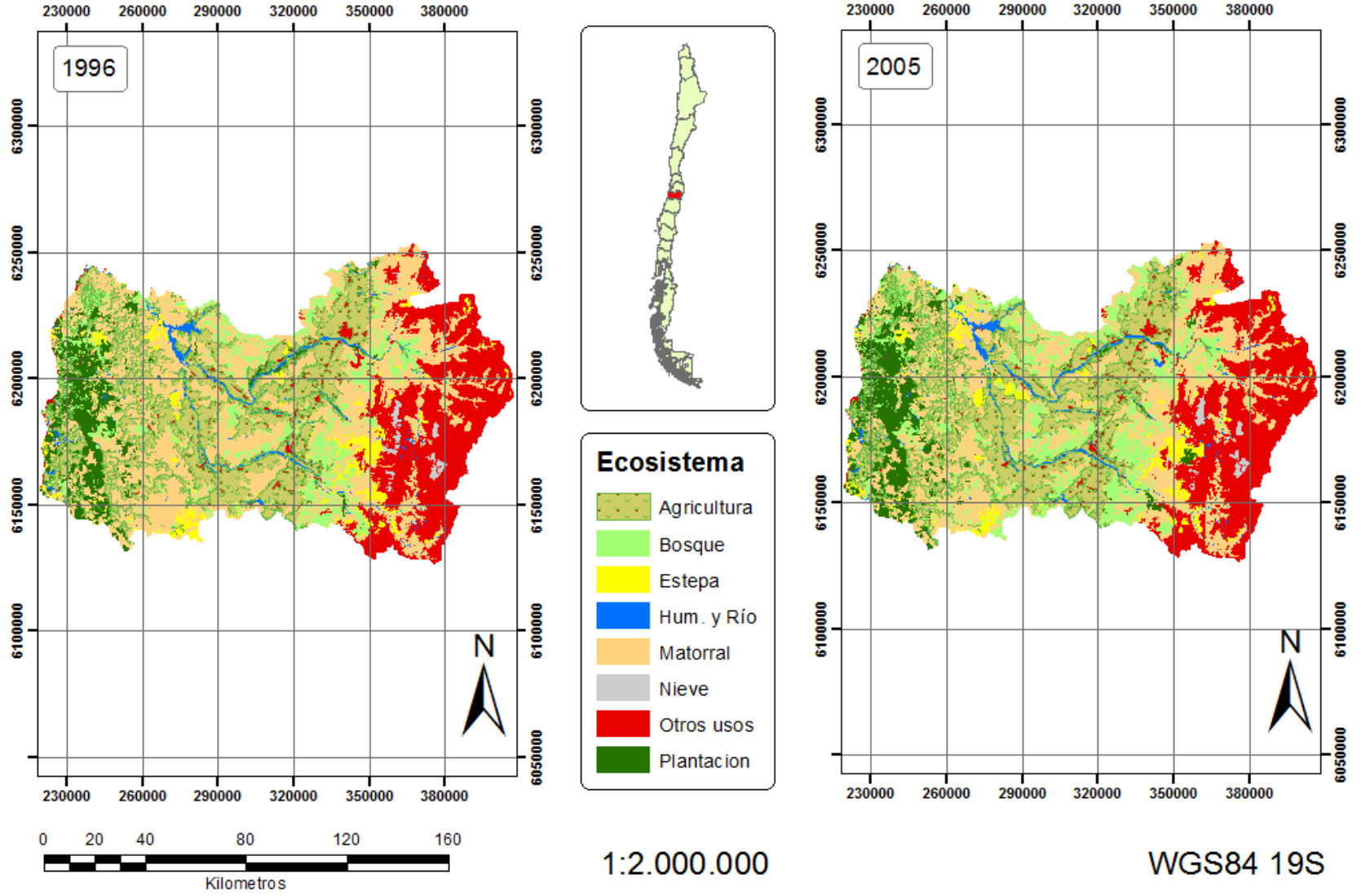


WGS84 19S

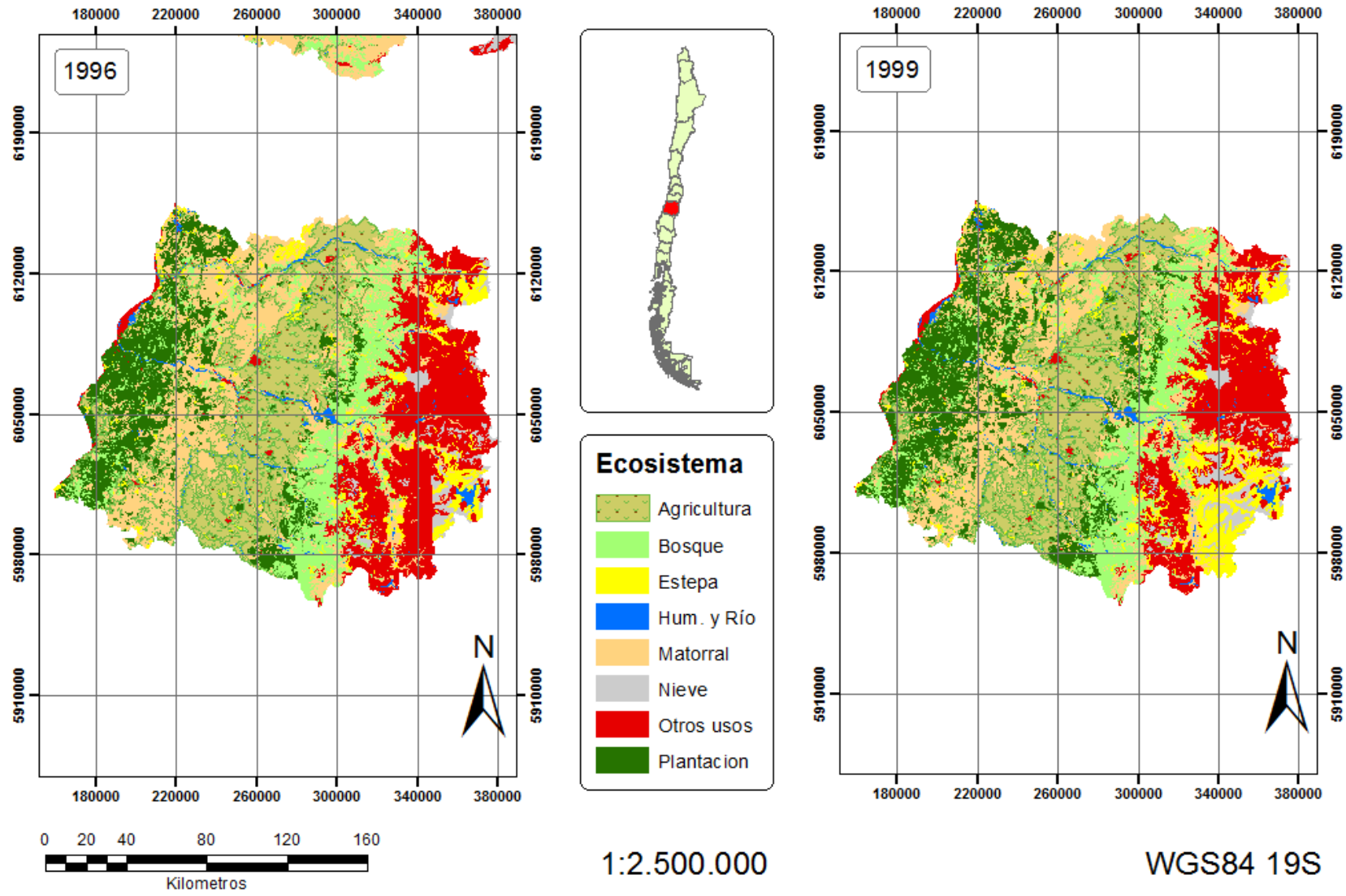
Uso y Cobertura de Suelo: Región Metropolitana de Santiago



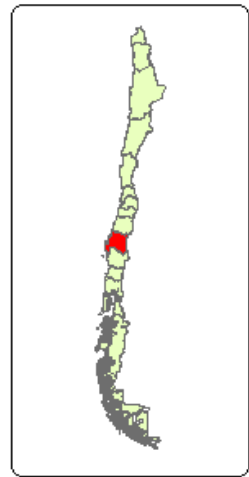
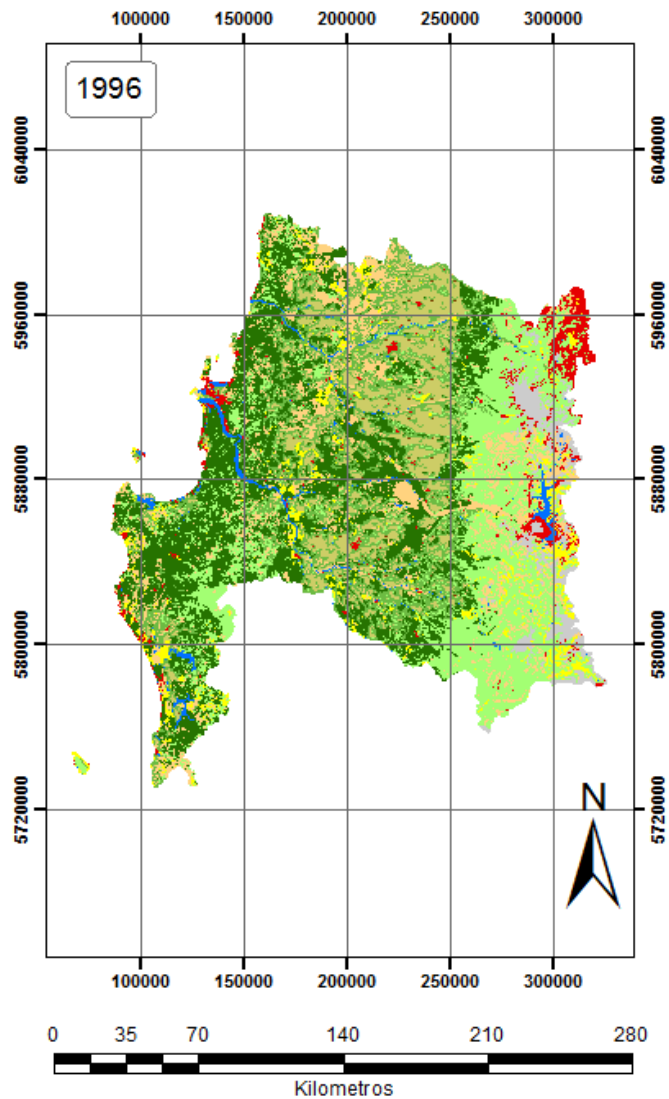
Uso y Cobertura de Suelo: VI Región de O'Higgins



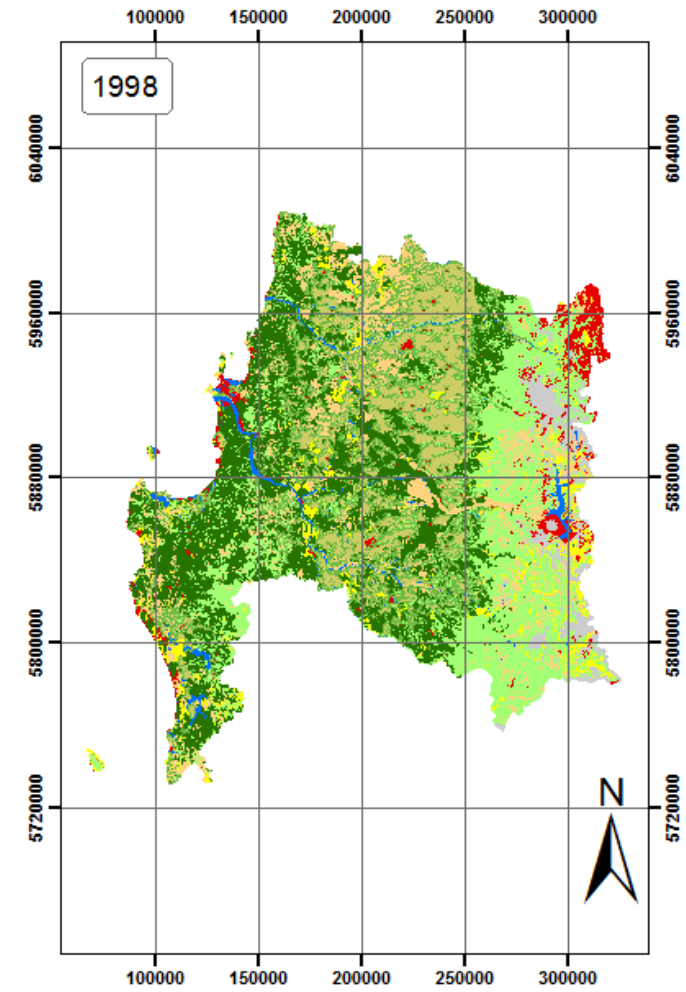
Uso y Cobertura de Suelo: VII Región del Maule



Uso y Cobertura de Suelo: VIII Región del Biobío

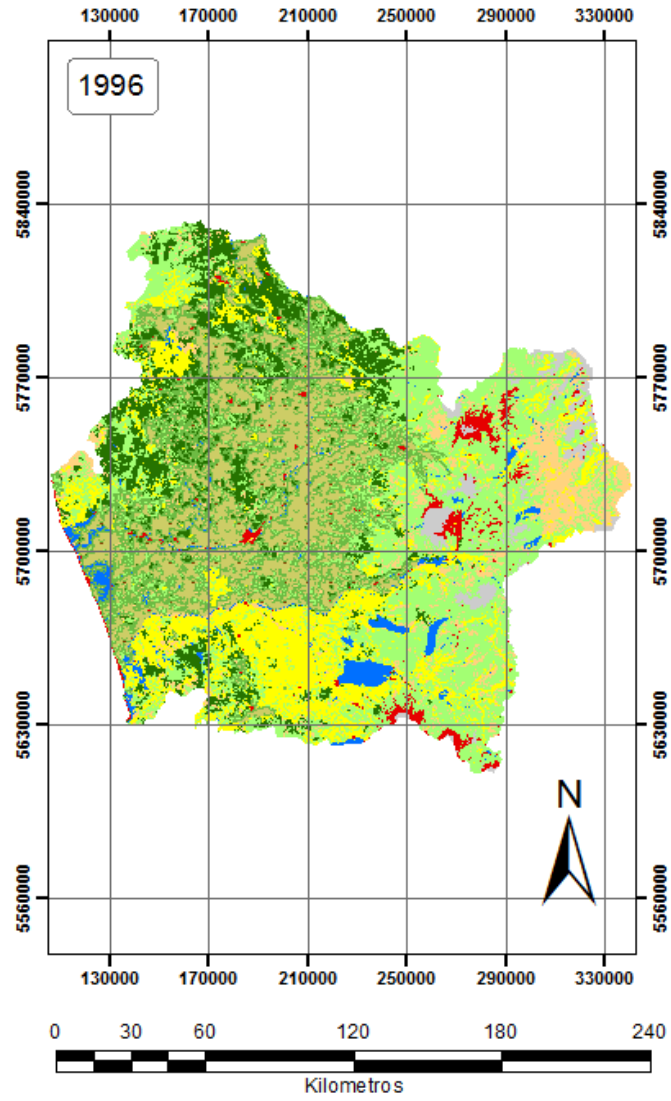


1:3.000.000

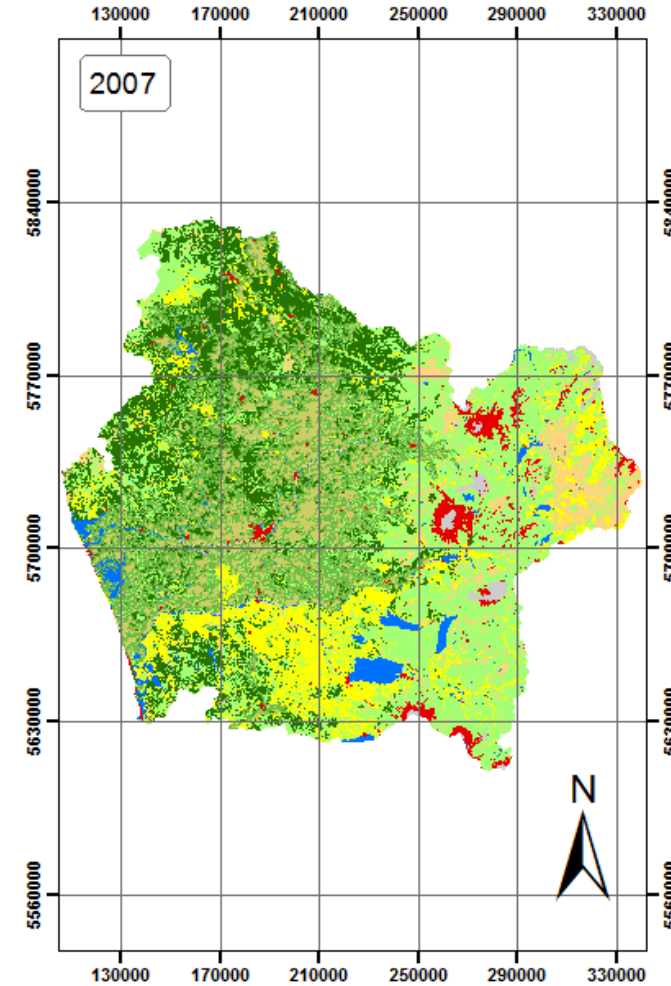


WGS84 19S

Uso y Cobertura de Suelo: IX Región de la Araucanía

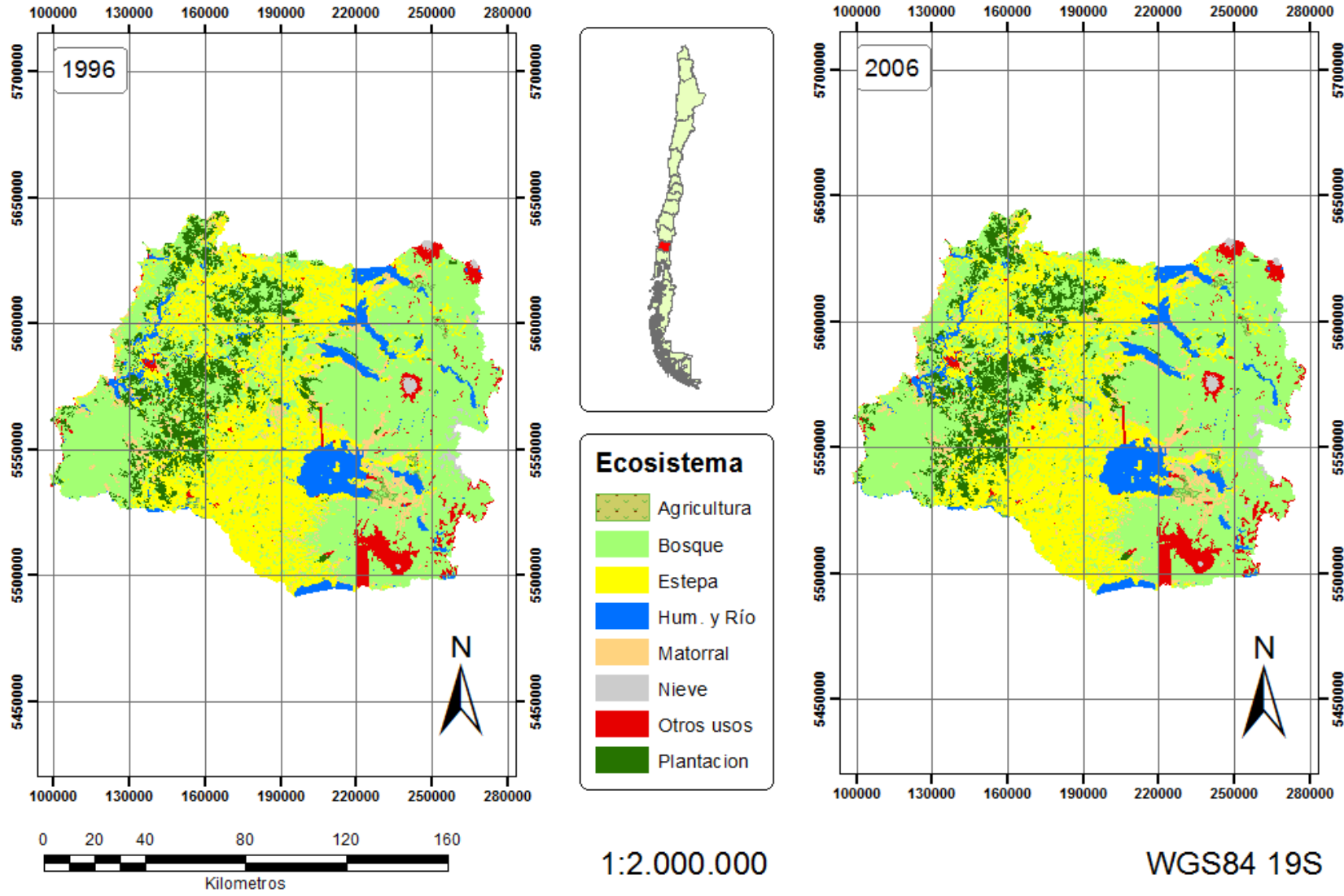


1:2.500.000

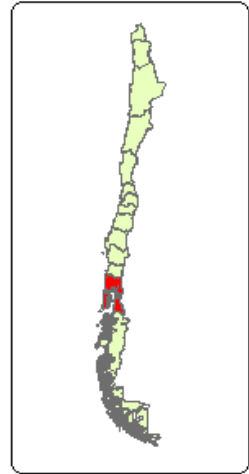
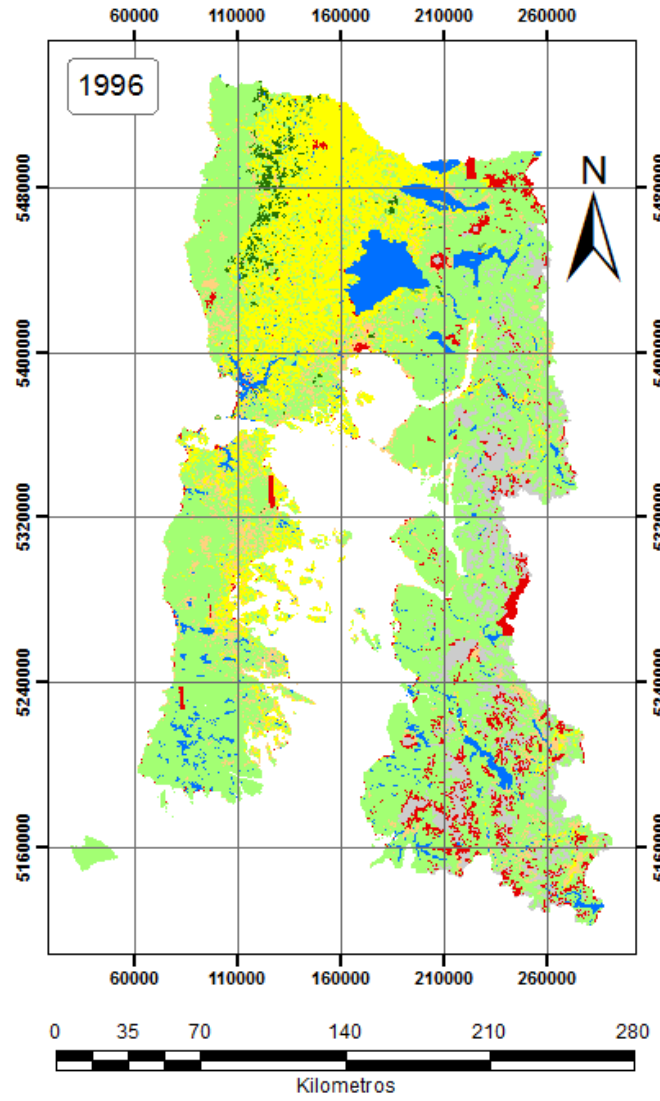


WGS84 19S

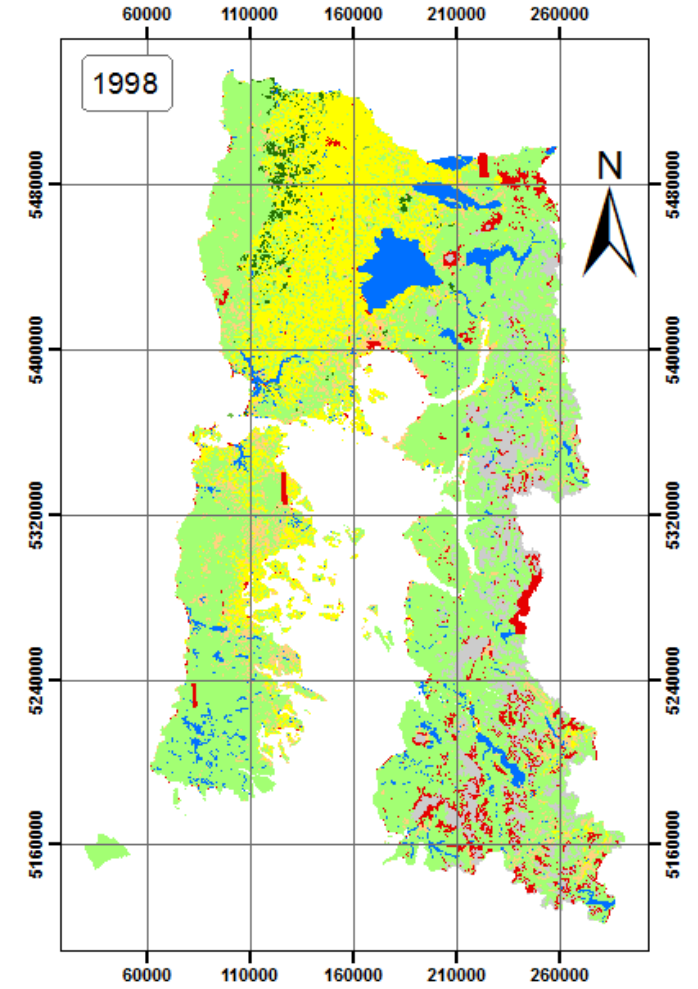
Uso y Cobertura de Suelo: XIV Región de Los Ríos



Uso y Cobertura de Suelo: X Región de Los Lagos



1:3.000.000

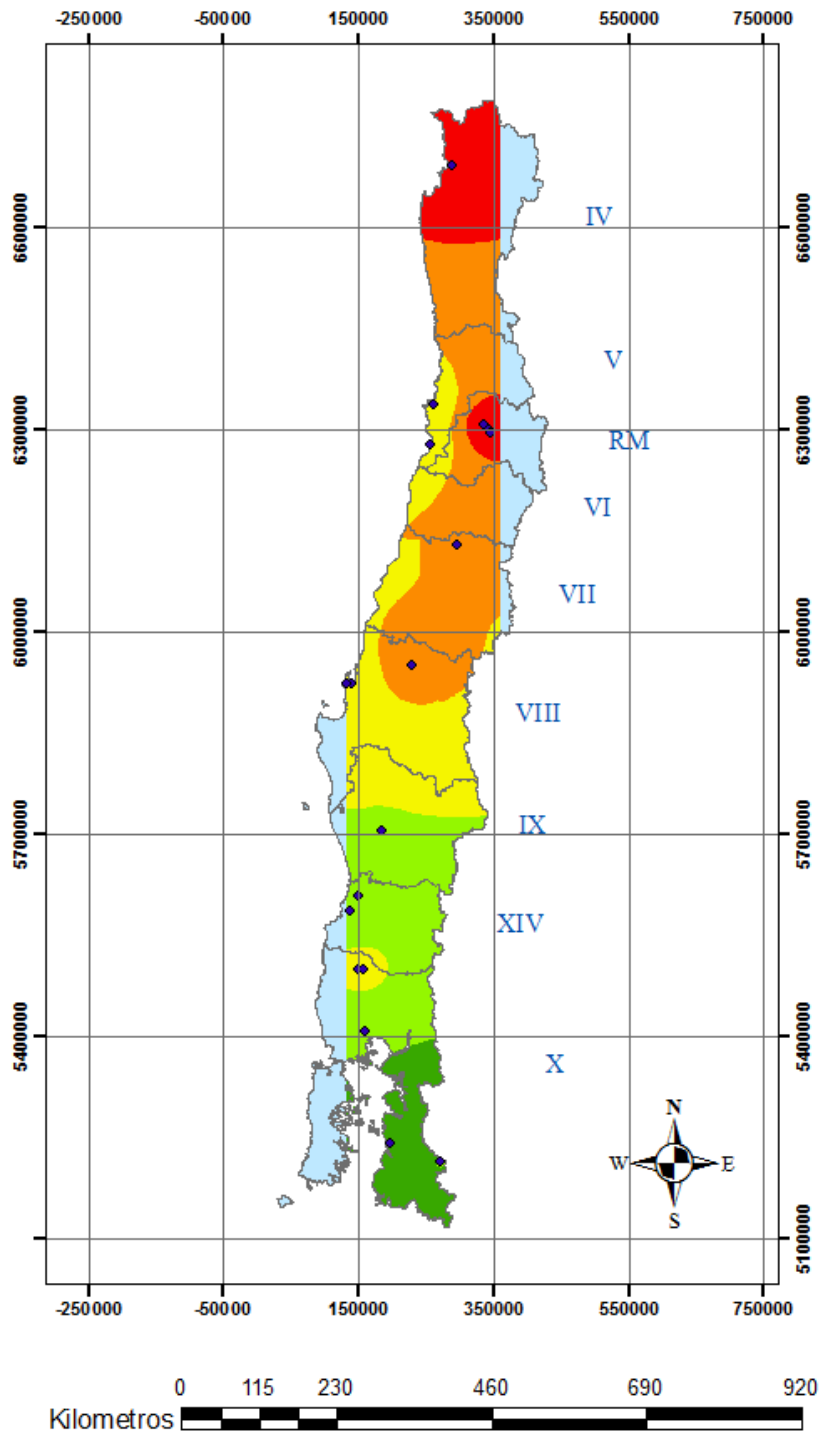
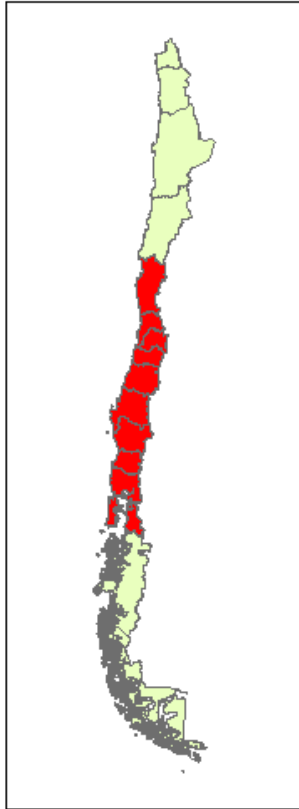


WGS84 19S

ANEXO 2

Mapa de Aridez

ÍNDICE DE ARIDEZ ENTRE IV REGIÓN DE COQUIMBO Y X REGIÓN DE LOS LAGOS



WGS84 19S