



Universidad de Concepción

Facultad de Ciencias Ambientales

Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales mención Sistemas Acuáticos
Continenciales

**Evaluación de los servicios ecosistémicos asociados al
recurso hídrico: Cuenca del río Biobío como caso de
estudio**

Tesis para optar al grado de

**Doctor en Ciencias Ambientales con mención en Sistemas Acuáticos
Continenciales**

MARÍA ELISA DÍAZ BURGOS

CONCEPCIÓN-CHILE
2017



Universidad de Concepción

Facultad de Ciencias Ambientales

Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales mención Sistemas Acuáticos
Continenciales

**Evaluación de los servicios ecosistémicos asociados al
recurso hídrico: Cuenca del río Biobío como caso de
estudio**

Tesis para optar al grado de

**Doctor en Ciencias Ambientales con mención en Sistemas Acuáticos
Continenciales**

MARÍA ELISA DÍAZ BURGOS

Profesor Guía: Dr. Ricardo Figueroa Jara

Dpto. de Sistemas Acuáticos, Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

CONCEPCIÓN-CHILE

2017

Comisión Evaluadora de tesis de grado:

Dr. Ricardo Figueroa Jara
Director de Tesis
Departamento de Sistemas Acuáticos
Facultad de Ciencias Ambientales
Universidad de Concepción

Dra. María del Rosario Vidal-Abarca
Cotutor de Tesis
Departamento de Ecología e Hidrología
Facultad de Biología
Universidad de Murcia, España

Dr. Mauricio Aguayo
Departamento de Planificación Territorial
Facultad de Ciencias Ambientales
Universidad de Concepción



Dra. Verónica Delgado Scheider
Departamento de Derecho Económico
Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales
Universidad de Concepción

Dedicada a mis Padres Matilde y Osvaldo

Y a mi abuelita Elisa



*“Necesitamos especialmente de la imaginación en las ciencias.
No todo es matemáticas y no todo es simple lógica,
también se trata de un poco de belleza y poesía.”*

(María Montessori)

AGRADECIMIENTOS

Cuando decidí embarcarme en esta “aventura”, lo hice consciente de lo que quería lograr; apoyándome en mis fortalezas y conociendo mis debilidades. Ha sido un camino con altos y bajos, que sin duda me han llevado a ser la persona que soy.

Si bien han sido años, no importa el número para lo que verdaderamente vale la pena. Este camino no lo he recorrido sola; detrás hay una gran familia que desde siempre ha creído y confiado en mí, apoyándome en cada una de mis locuras. A mi madre Matilde y a mis padres Osvaldo y Aldo, a quienes dedico este trabajo, quienes me han enseñado y dado las herramientas necesarias para desenvolverme en la vida. A mis hermanos Darwin y Jorge por soportar y alentar a “la eterna estudiante”, sobre todo a ti Jorge por ayudarme a ser mejor hermana y por estar ahí cada vez que lo necesité para apoyarme en el exigente y muchas veces hostil mundo de la ciencia e investigación, eres un gran hermano menor. A mi abuela, tí@s, prim@s y a ti Simón, que llegaste a mi vida a llenarla de ilusión y para seguir aprendiendo.

A mis amigas de toda la vida, Carito y Nina, por su sincera amistad y por comprender las veces que no pude estar, por estar cumpliendo mis ilusiones. A aquellos que han ido apareciendo y se han quedado. Principalmente a Eimmy por su apoyo y amistad incondicional; casi de hermanas, gracias por llegar en el momento preciso amiguita. A Manuel, Francisco, Claudio, Capponi y Kata por cada vivencia, consejo y simplemente por estar, por ayudarme a crecer.

A mis amigas y compañeras de doctorado Natalia y Daniela, gracias por acompañarme en cada momento de este sinuoso camino, y que sigue hasta hoy. ¡Las quiero! No hace falta mencionar a cada uno de mis amigos, ellos saben cuánto valen para mí y cada uno sabrá cuan agradecida estoy de ustedes.

También deseo expresar mi más profunda gratitud al Dr. Ricardo Figueroa (Profesor guía), por aceptarme como su alumna tesista, por su disposición, confianza y sobre todo por su calidad humana. Gracias por todo el apoyo en la elaboración de esta tesis y por cada consejo el cual ha contribuido en mi formación profesional y de vida. Del mismo modo, agradezco a las Dras. María del Rosario Vidal-Abarca (Chary) y María Luisa Suárez de la Universidad de Murcia, España, por el apoyo incondicional en todo este

proceso y el apoyo brindado por ellas y sus familias en las estancias compartidas, no me cansaré de agradecerles. Y también a mis compañeros del Departamento de Ecología y el Laboratorio de Ecología de Aguas Continentales de la Universidad de Murcia; Rosa Gómez, Rubén del Campo, María del Mar Sánchez y Cristina Guerrero por todo el apoyo, ánimo y amistad brindado durante mis estancias.

A mis compañeros de “*piso*” María y Guillermo, por la contención y amistad cuando estuve lejos de casa, grandes personas y amigos.

Finalmente, agradezco al Programa de doctorado, representado en su directora la Dra. Evelyn Habit, por su rol y compromiso en la investigación, por su motivación y las oportunidades brindadas. Del mismo modo agradezco al Programa de Formación de Capital Humano Avanzado de CONICYT por otorgar el financiamiento a través de la Beca de Doctorado Nacional (2012-2016), y a la subvención del Proyecto FONDAP: CRHIAM 1513001.



TABLA DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	V
LISTA DE FIGURAS	XI
LISTA DE TABLAS	XIV
RESUMEN	XVI
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1. CONCEPTO DE SUSTENTABILIDAD E INDICADORES AMBIENTALES	3
2. SERVICIOS ECOSISTEMICOS (SE): Concepto y definiciones	6
3. CLASIFICACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (SE)	7
4. HERRAMIENTAS CONCEPTUALES Y METODOLÓGICAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	9
4.1. Delimitación y caracterización del socio-ecosistema	10
4.2. Identificación de la unidades suministradoras de servicios	11
4.3. Identificación de los beneficiarios de los servicios ecosistémicos	11
4.4. Identificación de los servicios ecosistémicos	11
4.5. Valoración de los servicios ecosistémicos	11
4.6. Identificación de los trade-off de los servicios ecosistémicos	14
5. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN CHILE	15
6. IMPORTANCIA DE LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTEMICOS DEL RECURSO HÍDRICO	18
7. IMPORTANCIA DE VALORAR LOS SE DE LOS RECURSOS HÍDRICOS	19
8. HIPÓTESIS	20
9. OBJETIVOS	21
9.1. Objetivo general	21
9.2. Objetivos específicos	21
10. METODOLOGÍA GENERAL	22
10.1. Descripción del área de estudio	22
10.2. Identificación de los servicios ecosistémicos (SE)	23
10.3. Valoración de las tendencias de los SE y de los impulsores directos del cambio	24
10.4. Relaciones entre los SE y el bienestar humano	24
10.5. Interacciones entre SE y con la biodiversidad	26
10.6. Aproximación económica de compromisos entre SE asociados a la ocurrencia de incendios forestales en la región del Biobío	28

CAPÍTULO II: ASSESSMENT OF ECOSYSTEM SERVICES IN THE BIOBÍO RIVER (CHILE): A BASIN-SCALE REVIEW.....	29
RESUMEN.....	31
ABSTRACT.....	32
1. INTRODUCTION.....	33
2. METHODOLOGY.....	34
2.1. Study area.....	34
2.2. Selected ecosystem services and used indicators.....	36
2.3. Assessing the importance, tendencies and direct drivers of change.....	38
3. RESULTS.....	43
3.1. State and trends of ecosystem services.....	43
3.1.1. Provisioning services.....	43
3.1.2. Regulating services.....	47
3.1.3. Cultural services.....	52
3.2. Biodiversity as a support for ecosystem services.....	55
3.3. Direct drivers of change.....	55
4. DISCUSSION.....	58
ACKNOWLEDGMENTS.....	62
REFERENCES.....	63
APPENDIX.....	75

CAPÍTULO III: EXPLORING THE COMPLEX RELATIONS BETWEEN WATER RESOURCES AND SOCIAL INDICATORS: THE BIOBÍO BASIN (CHILE).....	85
RESUMEN.....	87
ABSTRACT.....	88
1. INTRODUCTION.....	89
2. METHODOLOGY.....	91
2.1. Data source.....	91
2.2. Data analysis.....	92
3. RESULTS.....	93
3.1. Trend indicators.....	93
3.1.1. Biodiversity.....	93
3.1.2. Ecosystem services.....	93
3.1.3. Human well-being.....	95
3.1.4. Responses.....	96
3.1.5. Drivers (indirect drivers of change).....	96

3.1.6. Pressures (direct drivers of change).....	97
3.2. Consistency of the aggregate indices.....	98
3.3. Tendency of the aggregate indices.....	98
3.4. Relations among the DPSIR model components.....	99
4. DISCUSSION.....	103
ACKNOWLEDGMENTS.....	107
REFERENCES.....	107
SUPPLEMENTARY DATA.....	117

CAPÍTULO IV (a): COMPROMISOS Y SINERGIAS ENTRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA DEL BIOBÍO (CHILE)..... 162

RESUMEN.....	164
ABSTRACT.....	165
1. INTRODUCCIÓN.....	166
2. METODOLOGÍA.....	168
2.1. Área de estudio.....	168
2.2. Fuente de datos.....	169
2.3. Análisis de datos.....	173
3. RESULTADOS.....	175
3.1. Interacciones entre los SE.....	175
3.1.1. Análisis factorial.....	175
3.1.2. Correlación de Spearman.....	177
3.1.3. Análisis de Bagplots.....	178
3.2. Interacciones entre la biodiversidad y los SE.....	181
4. DISCUSION.....	183
AGRADECIMIENTOS.....	190
BIBLIOGRAFÍA.....	191

CAPÍTULO IV (b): CO₂ EMISSION AND BIOMASS LOSS, ASSOCIATED TO THE OCCURRENCE OF FOREST FIRES IN THE BIOBÍO REGION, CHILE: AN APPROACH FROM ECOSYSTEM SERVICES (ES).....	203
RESUMEN.....	204
ABSTRACT.....	205
1. INTRODUCTION.....	206
2. METHODOLOGY.....	207
2.1. Study area.....	207
2.2. Methodological Approach.....	208
2.3. Loss of provisioning service: Wood versus Energy.....	208
2.4. Loss of regulating service: Calculation of CO ₂ emissions	209
3. RESULTS.....	210
3.1. Brief history of forest fires in Chile.....	210
3.2. Forest ecosystem services: a comparative analysis.....	214
3.3. Loss of provisioning services: wood versus energy	217
3.4. Loss of regulating service: Calculation of CO ₂ emissions	218
4. DISCUSSION.....	220
5. CONCLUSIONS.....	224
ACKNOWLEDGMENTS.....	226
REFERENCES.....	227
APPENDIX.....	232
CAPÍTULO V. DISCUSIÓN GENERAL.....	237
CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES.....	244
CAPÍTULO VII. REFERENCIAS.....	247

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO I

Figura 1. Modelo de cascada propuesto por CICES, extraído de Haines & Potschin (2010), modificado De Groot <i>et al.</i> 2009.....	8
Figura 2. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas (Fuente: Modificada De Groot, 2010).....	10
Figura 3. Marco analítico para la valoración económica de los servicios generados por los Ecosistemas (Fuente: Cristeche & Penna, 2008).....	14

CAPITULO II

Figure 1. Location of the Biobío Basin. (a) Location of hydroelectric and thermoelectric power plants; (b) forestry, agricultural and industrial uses; (c) populations of more than 500 people and liquid industrial waste; and (d) protected areas.....	35
Figure 2. Water consumption by the different sectors in the Biobío basin (a); water stored in reservoirs (b); hydropower generated in the basin; (c) evolution of artisanal fisheries and aquaculture production (d).....	47
Figure 3. Concentration of the nutrients (nitrites, nitrates and phosphates (a) and dissolved oxygen and BOD ₅ (b)) recorded at the sample stations in the Biobío basin. Generation of wastewater (c) and use of pesticides (d).....	49
Figure 4. Evolution of native forest and forest plantations in the Biobío basin (a); CO ₂ reservoir capacity of forests and their relation to forest fires in the Biobío region (b) and number of flood victims.....	51
Figure 5. Evolution of the urban and rural population (a); registration of visitors to the National Parks and Natural Reserves in the Biobío Basin (b) and generation of knowledge on the water resources and aquatic ecosystems of the Biobío River basin (c).....	54

CAPITULO III

Figure 1. Aggregate indices of all the DPSIR model components, where the Y-axis represents the arithmetic mean of the temporal series of all the standardised indicators. The colour shade behind the graph corresponds to the variability and level of uncertainty of the trends. Arrows represent Spearman correlations and the significance, $p < 0.1$ (*); $p < 0.05$ (**) and $p < 0.01$ (***), among the different DPSIR framework components. For each component, a Cronbach's alpha value is indicated, which corresponds to the consistency level of the indicators for each dimension. (a) Biodiversity loss based on Chilean Species Classification Regulations. Six indicators were used for provisioning services, (b) 12 for regulating services, (c) and 10 for cultural services; (d) 11 indicators were used for human well-being, nine for the non-material dimension (e) and two for the material dimension (f). (g) Direct drivers are based on 12 indicators related to overexploitation, land use and pollution, among others. (e) Indirect drivers are based on demographic, economic, socio-political and scientific indicators. (f) Seven indicators were used for responses by considering conservation, social participation, water governance and marketing, among others.....

101
102

CAPITULO IV (a)

Figura 1. Forma de interpretar los bagplots para definir interacciones neutrales entre los servicios ecosistémicos estudiados. Para las explicaciones de los distintos componentes del bagplots ver apartado de metodología.....

175

Figura 2. Proyección espacial de los dos componentes del Análisis factorial. Se señala la varianza absorbida por cada componente.....

176

Figura 3. Interacciones significativas (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$) entre los servicios ecosistémicos estudiados en la Cuenca del Biobío. Se incluyen el número de interacciones sinérgicas, de compromiso y neutras detectadas. (Para la clave de los servicios ecosistémicos ver Tabla 1).....

178

Figura 4. Bagplots y coeficientes de correlación para cada par de servicios ecosistémicos estudiados (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$). (Para la clave de los servicios ecosistémicos ver Tabla 1). r acumulado, número y tipo de potenciales interacciones (sinergias, trade-offs y neutrales).....

180
181

Figura 5. Bagplots y coeficientes de correlación entre la biodiversidad y cada uno de los servicios ecosistémicos estudiados.....	182
--	-----

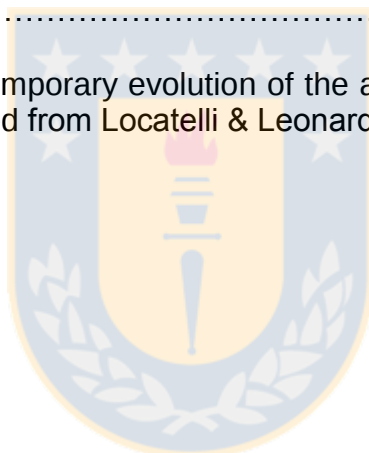
CAPITULO IV (b)

Figure 1. Number of fires and forest surface affected nationwide (Prepared by the authors. Source: CONAF 2017, http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/estadisticas-forestales/).....	211
--	-----

Figure 2. a) Number of fires <i>versus</i> number of forest plantations occurred to date nationwide, b) occurred in the Biobío Region (Prepared by authors, source: CONAF 2017).....	212
---	-----

Figure 3. Number of forest fires occurred regionally during the last five years (2012 – 2016) and the last year (Prepared by authors, Source: CONAF 2017).....	214
---	-----

Figure 4. Example of the temporary evolution of the accumulated stock of CO ₂ in forest plantations (Modified from Locatelli & Leonard 2001).....	224
---	-----



LISTA DE TABLAS

CAPITULO II

Table 1. Classification of ecosystem services and the number of indicators used in this study.....	37
Table 2. Relative importance of the ecosystem services provided by rivers and riparian areas in Chile (Biobío River basin), Europe in general, the UK and Spain.....	40 41
Table 3. The trends of the ecosystem services provided by rivers and riparian areas in Chile (Biobío River basin), Europe in general (Harrison et al., 2010), Spain (EME, 2011) and the UK (UK-NEA, 2011). (Symbols in parentheses represent less evidence existing on the service flow direction).....	42
Table 4. Impact of direct drivers on the ecosystem services provided by the Biobío River and riparian areas, and a summary of the relative importance and trends on the impact of direct drivers on Spanish rivers and riparian areas, and on UK aquatic ecosystems. (CC: Climate Change, CO: Pollution, CU: Land Use Change, EI: Invasive species, SO: Overexploitation).....	57

CAPITULO III

Table 1. Trends of the ecosystem services provided by the river ecosystems of the Biobío Basin.....	94
Table 2. Trend of the human well-being indicators in the Biobío Basin, divided into the dimensions proposed in the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005).....	95
Table 3. Trend of the response indicators developed by institutions for water resource conservation.....	96
Table 4. Trend of the driver and pressure indicators in the Biobío Basin.....	97

CAPITULO IV (a)

Tabla 1. Definición de los indicadores de los servicios ecosistémicos utilizados en el estudio. Se señalan el número de datos, años de análisis y unidades de medida.....	170 172
--	------------

CAPITULO IV (b)

Table 1. Qualitative valuation of some ecosystem services provided by native forests and forest plantations.....	216
Table 2. Estimation of the biomass in burned forest plantations, Biobío Region (period 1984- 2016).....	217
Table 3. Estimation of the emissions of CO ₂ from forest plantations due to forest fires, according to the study by Valero <i>et al.</i> (2007).....	219
Table 4. Amount of CO ₂ emitted per surface affected by forest fires (season 2015- 2016, Biobío Region).....	219
Table 5. Loss of future sequestration capacity of CO ₂ from forest plantations....	220



RESUMEN

Los ecosistemas contribuyen al bienestar humano, mediante la generación de una amplia variedad de funciones, que se traducen en la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios que satisfagan a la sociedad. De cada función, es posible identificar diferentes usos (conscientes e inconscientes, directos e indirectos) que el hombre hace de los ecosistemas. A este uso/contribución se le denomina *servicios ecosistémicos (SE)*. Cada función es el resultado de procesos ecológicos y de la estructura del ecosistema, que a su vez, dependen de interacciones complejas entre los componentes bióticos, abióticos y sociales.

En este sentido, la cuenca del río Biobío constituye un ecosistema fluvial complejo, con un excepcional mosaico de hábitats y alta diversidad biológica, que provee una elevada cantidad de servicios ecosistémicos, los cuales no han sido evaluados en su totalidad. Por lo que esta tesis doctoral contribuye a identificar y evaluar el estado actual y las tendencias de la biodiversidad y de los SE prestados por el río Biobío y sus áreas ribereñas, identificando los impulsores de cambio directo que alteran las funciones y la capacidad de proporcionar futuros SE, para lo cual se han utilizado 116 indicadores, identificando 16 servicios que se encuentran con un alto grado de deterioro. Siendo el cambio de uso de suelo y la sobreexplotación de materias primas, los impulsores que más han incidido en la transformación de los ecosistemas acuáticos de la cuenca del Biobío.

Por otro lado, la perspectiva integral de los SE, permite comprender como el deterioro de los ecosistemas afecta al bienestar humano. En este sentido, hemos utilizado el modelo DPSIR (Causa-Presión-Estado-Impacto-Respuesta) para explorar las relaciones entre el ecosistema fluvial y el sistema social de la cuenca, señalando que el deterioro de los SE ha influido en el bienestar de la población, evidenciando una importante pérdida de biodiversidad y deterioro de los servicios de regulación y bienestar no materiales; lo cual señala lo compleja que pueden llegar a ser estas relaciones, poniendo en la mira el actual modelo de gestión de los recursos hídricos.

El deterioro de los SE, surge a través de la transformación que están sufriendo los ecosistemas para proporcionar mas y mejores beneficios, potenciando la gestión a la provisión de servicios de abastecimiento, en desmedro de los servicios de regulación y culturales. Es por ello que resulta muy útil explorar las interacciones entre los SE con la finalidad de generar un puente entre la gestión sostenible y la demanda social; para lo cual hemos complementado metodologías que expliquen en mayor detalle estas interacciones, señalando que las sinergias están dadas principalmente por los servicios de regulación y culturales, y los compromisos (trade-off) se atribuyen a los servicios asociados con actividades humanas (e.g energía renovable, alimentación tecnificada, etc)

Finalmente, mediante un ejemplo hemos valorado la pérdida de los SE, analizando la problemática de los incendios forestales en la región del Biobío, señalando que durante los últimos diez años la región ha alcanzado la mayor superficie afectada por incendios en el país, lo cual está altamente correlacionado con el desarrollo forestal de Chile, destacando la importancia de la conservación de los bosques nativos como sistemas amortiguadores de impactos.

Palabras claves: Indicadores, Servicios ecosistémicos, cuenca del Biobío, DPSIR, sinergias, trade-off.

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN



La evolución hacia una conciencia social sobre los problemas ambientales y la conservación de los ecosistemas, tiene una historia de más de 60 años. En la década del 50', ya se advertía que las especies y las comunidades naturales no podrían responder a la rápida destrucción de su hábitat (WCED, 1987). En los sesenta, aparece un nuevo concepto conocido como "sustentabilidad", que se define como la forma de satisfacer las necesidades de la sociedad en el más corto plazo posible, no afectando negativamente el ambiente, lo que implica un adecuado desarrollo económico, crecimiento de la población, uso racional de los recursos, protección y conservación del ambiente, lo cual se vuelve una presión para participar en los mercados internacionales (CMMAD 1988, Vilches & Gil 2003). A principios de los 70' además de crearse conciencia sobre la vulnerabilidad del medio natural y de los impactos sobre las poblaciones humanas, aparece una nueva visión que relaciona la pobreza aguda y el ambiente, y las limitaciones que el medio podría imponer al crecimiento económico. La segunda mitad de los 70' y primera de los 80' fueron escenario de la creciente concientización sobre la naturaleza finita de ciertos recursos no renovables en el mundo y, de la consiguiente vulnerabilidad de los ecosistemas frente a la contaminación derivada de las actividades humanas, que llevaron en los 90 a una nueva visión holística, revelando problemas globales como el agotamiento de la capa de ozono, la pérdida de los recursos hídricos y el cambio climático.

Actualmente, la conciencia de que es necesario preservar y mantener el ambiente se refleja prácticamente en todos los ámbitos de trabajo. La colaboración dinámica establecida entre las organizaciones y los gobiernos, la comunidad científica y el sector privado están generando nuevos conocimientos y medidas concretas para solucionar los problemas ambientales globales. Se trata de un tema de prioridad en casi todas las organizaciones del mundo (Díaz et al., 2015). La sustentabilidad es un tema aceptado por todas las grandes organizaciones mundiales (e.g. PNUMA, The Nature Conservancy) y sobre este marco surge la necesidad de valorar y cuantificar los recursos naturales a través de indicadores claros.

1. CONCEPTO DE SUSTENTABILIDAD E INDICADORES AMBIENTALES

En la Conferencia Mundial de las Naciones Unidas (Estocolmo, Suecia) de 1972, se manifestó por primera vez la preocupación de la comunidad internacional en relación a los problemas ambientales y de desarrollo, enfatizando el papel que debe ocupar en este contexto, el satisfacer las necesidades básicas humanas (Blanco *et al.* 2001). En 1976, la Conferencia Mundial de Naciones Unidas sobre Asentamientos Humanos (Vancouver, Canadá), planteó la necesidad de mejorar la calidad de vida, acuñando por primera vez el concepto de “*Desarrollo Sustentable*”, que reúne dos líneas de pensamiento en torno a la gestión de las actividades humanas. Una concentrada en las metas de desarrollo y la otra en el control de los impactos dañinos sobre el ambiente. Ya en 1987, la Comisión Mundial de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Desarrollo adoptó, por unanimidad (Informe “Brundtland”), el desafío global en materia ambiental bajo el concepto de “desarrollo sustentable”. Definiéndolo como «*aquel que satisface las necesidades esenciales de la generación presente sin comprometer la capacidad de satisfacer las necesidades esenciales de las generaciones futuras*» (The World Commission on Environment and Development, 1987). Sin embargo, la gran debilidad de este concepto, es la ambigüedad y la dificultad para hacerlo operativo y utilizarlo como referencia en la toma de decisiones. No obstante, es posible aceptar un consenso en torno al mismo, habiendo unanimidad respecto a su interpretación en cuanto que se entienda la sustentabilidad como el proceso de interacción entre tres sistemas: el económico, el ecológico y el social (Daly & Gayo, 1995, Díaz *et al.*, 2015).

A partir de lo anterior, desde un punto de vista económico y ambiental, el objetivo fundamental es lograr la sustentabilidad de los sistemas tanto a medio como a largo plazo, incluyendo los aspectos sociales, lo cual implicaría estudiar el concepto de sustentabilidad desde tres puntos de vista; económico, ecológico y social, los cuales parten de diferentes axiomas (Common & Perrings, 1992). Así, la *economía* pretende maximizar el bienestar humano dentro de las limitaciones del

capital y las tecnologías. La perspectiva *ambiental* hace hincapié en preservar la integridad de los sistemas ecológicos con el fin de asegurar la estabilidad del ecosistema global, siendo físicas y no monetarias sus unidades de medida. Por último la *sociología*, recalca que los agentes claves son los seres humanos, siendo la organización social el fundamento para encontrar las soluciones viables que permitan encontrar el desarrollo sostenible (Serageldin, 1993, Quiroga-Martínez 2007, 2009). De acuerdo a lo anterior, se puede establecer que uno de los temas claves en la actualidad y en las próximas décadas es el intento por resolver la búsqueda de riqueza y desarrollo de las sociedades en relación al ambiente. En este sentido, el Banco Mundial, corrobora la visión de que la riqueza de los países, en el largo plazo, dependerá de mantener los stocks de capital social y natural como forma de mantener el crecimiento económico (CEPAL 2001).

De la misma manera que en multitud de casos se toma el producto interno bruto (PIB) como sinónimo de calidad de vida “utilizándolo como indicador directo del crecimiento económico en planes y modelos de desarrollo”, se han ido desplegando estudios que buscan aumentar el conocimiento de los ecosistemas, contemplando el uso de indicadores socio-ambientales, como medidores de la sustentabilidad (Hardi & Pinter, 1995; ONU, 1996; Pfister & Renn, 1996; Wiggering & Müller, 2004; Dale & Beyeler, 2001, Turnhout et al., 2007, Niemeijer & De Groot, 2008, Diez Brink et al., 2011).

De esta manera surge el concepto de Indicador Ambiental (IA), el cual cobra importancia cuando el deterioro del ambiente se transforma en una reconocida preocupación; generando conflicto entre los beneficios de la explotación y los beneficios económicos de su conservación, articulando los objetivos de la sustentabilidad. Los (IA) se construyen procesando todo lo que ya existe, planteándose desde un principio qué información se requiere, qué tipo de decisiones e intervenciones es necesario hacer, y qué indicadores pueden ayudar a perfilar estas decisiones (e.g. el deterioro del suelo, el agua y los recursos marinos, contaminación atmosférica con efectos directos sobre la salud, pérdida de biodiversidad) (Palacio-Prieto 2004). Es imprescindible consultar la perspectiva

social o usuarios principales para entender su necesidad de información y desde ahí considerar qué tipo de indicadores se deben construir (Acuña 2010). Intuitivamente esta visión moderna de los indicadores fueron observados y definidos por otros autores que intentaban evaluar el impacto sobre los sistemas naturales, llamada entonces dimensiones del entorno natural (Rau & Wooten, 1980). La construcción de los IA, implica satisfacer las necesidades de los usuarios en las diversas matrices de las dimensiones del entorno natural, entendido como un servicio a la sociedad, desde un enfoque impulsado por “la demanda”, y no desde una lógica de productores o de “oferta”. (Beck 1992). Por lo que surge la necesidad de identificar y valorar los beneficios que los seres humanos obtienen a través de indicadores claros.

De esta manera, los ecosistemas contribuyen al bienestar humano, mediante la generación de una amplia variedad de funciones, las cuales son definidas como la *“capacidad de los ecosistemas de proveer servicios que satisfagan a la sociedad”* (De Groot et al., 2002), clasificando las funciones de los ecosistemas en cuatro categorías; funciones de regulación, de sustrato, de producción y de información (asociada a servicios culturales), de las cuales las tres últimas dependen de las funciones de regulación. Para cada uno de estos tipos de funciones, es posible identificar diferentes usos que el hombre hace de los ecosistemas (de forma consciente o inconscientemente y/o de manera directa o indirecta). A estos usos se les denomina **servicios ecosistémicos**. Cada función es el resultado de procesos ecológicos y de la estructura del ecosistema, que a su vez, dependen de interacciones complejas entre los componentes bióticos (diversidad de organismos vivos) y abióticos (factores físico-químico), a través de flujos de energía y nutrientes.

2. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (SE): Concepto y definiciones

El origen del concepto, surge al alero del término “*servicios ambientales*”, acuñado por el movimiento ambientalista de Estados Unidos en la década de 1960, registrando su primera formalización científica en el documento, titulado “*Study of Critical Environmental Problems*” (1970), siendo reconocido posteriormente por Ehrlich & Ehrlich (1981). Más tarde, la divulgación, de manera ecológica se dio a conocer por Daily, (1997) en el libro titulado “*Nature services*”, entendiéndolos como las “*condiciones y procesos por los que los ecosistemas naturales y las especies que los constituyen, sostienen la vida humana*”. Paralelamente, Costanza et al. (1997) lo define como “*los beneficios que las poblaciones humanas obtienen, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas*”, lo que propició un importante debate acerca de la mercantilización de la naturaleza (Delgado 2014). Estudios más recientes corresponden a los desarrollados por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) que han logrado estabilizar el uso de la expresión “*servicios ecosistémicos*”, definiéndolos como “*los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas*” (Costanza, 2008), haciendo un cambio en la perspectiva de la conservación, promoviendo los valores instrumentales de la naturaleza (Montes & Lomas 2010).

Posteriormente, han sido muchas las definiciones que han tratado de proponer una aproximación que promueva un consenso científico hacia el entendimiento de este concepto (e.g Barbier, 2007; Boyd, 2007; Wallace, 2007, Jenkins et al., 2010, Maes et al., 2012, Nahlick et al., 2012, La Notte et al., 2017), proponiendo definiciones alternativas como la de Boyd & Banzhaf (2007), que incorpora términos como “*supervivencia y calidad de vida*”, acercándolo a un concepto más antropocéntrico, tal como lo define Ruhl & Chapin (2012).

En este sentido, si bien existe una idea generalizada sobre qué son los servicios ecosistémicos, aún existen importantes diferencias en este concepto, las que han promovido que el desarrollo de las investigaciones evalúen o valoren diferentes aspectos de las relaciones naturaleza-sociedad, ya que el concepto varía desde

“procesos y condiciones” (Daily, 1997), hasta los “beneficios últimos obtenidos por la sociedad” (Boyd & Banzhaf, 2007; Wallace, 2007, Maes et al., 2012).

Si bien, la especie humana desde sus orígenes depende de los ecosistemas de los que obtiene diversos productos para poder alimentarse y protegerse; el concepto antropocéntrico de servicios ecosistémicos es reciente y busca entender los ecosistemas como un *capital natural*, con una integridad ecológica y resiliencia, capaces de generar un flujo de servicios al ser humano, pero manteniendo sus *funciones* (Montes, 2007; Martín-López et al., 2009). Es por este motivo que la definición entregada por el MEA (2005) sigue siendo la que reúne mayor consenso en la academia y es la más seguida en las estrategias públicas internacionales (Delgado, 2014). Sin embargo la Evaluación de Ecosistemas del Milenio Española (EME 2011), ha mejorado esta definición sustituyendo el término “beneficio” por “contribución” para quitar el sentido netamente económico, resaltando los beneficios sociales y ecológicos (Cordero, 2008) que también se deben considerar, y será esta definición la que utilizaremos para el desarrollo de esta tesis.

3. CLASIFICACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (SE)

Durante los años 2001-2005 se desarrolló la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) que convocó a un importante grupo de especialistas de todo el mundo, para evaluar el estado de los ecosistemas, las consecuencias de los cambios y su influencia en el bienestar humano (Declaración del Consejo de MEA, 2005). La conclusión más impactante fue que durante los últimos cincuenta años hemos alterado los ecosistemas para responder a la creciente demanda de productos de consumo directo (e.g alimentos, agua dulce, energía, etc.), provocando pérdidas de biodiversidad, pero mejorando la calidad de vida y desarrollo económico de algunos y acentuando el empobrecimiento de otros (MEA 2005). Dicha evaluación clasificó los SE, siguiendo lo propuesto por De Groot et al., (2002), en: **servicios de abastecimiento**, que incluyen los beneficios

tangibles o materiales como alimentos, agua y materias primas; **servicios culturales**, que son beneficios intangibles o inmateriales como el uso recreativo, la relajación, la educación ambiental y el disfrute estético; **servicios de regulación**, como la regulación del ciclo de nutrientes y del clima y el control de plagas e inundaciones y **servicios de soporte**, que engloban los mecanismos que sostienen los ecosistemas, como la provisión de hábitat y la formación de suelo.

Posteriormente, en el año 2010 se publicó la Clasificación Internacional Común de los Bienes y Servicios Ecosistémicos (CICES) con la finalidad de integrar el ambiente y la contabilidad económica en esta temática, diferenciándose de la primera clasificación (Evaluación del Milenio), en el aspecto de considerar a los servicios de apoyo o soporte como parte de la estructura, procesos y funciones de los ecosistemas (Haines & Potschin 2010). Esta clasificación define a los servicios ecosistémicos *como las contribuciones que los ecosistemas hacen al bienestar humano*, refiriéndose a los productos finales de los sistemas ecológicos que surgen de la interacción de procesos bióticos y abióticos (Haines & Potschin, 2010). El marco conceptual de los servicios ecosistémicos (CICES 2011) se aborda de acuerdo a lo que se presenta en la Figura 1, dónde a partir de la estructura o procesos biofísicos, se generan una serie de funciones que se traducen en los servicios de los cuales se benefician las comunidades humanas (Haines & Potschin, 2010), y que pueden ser valorados desde una perspectiva ecológica, económica y social.

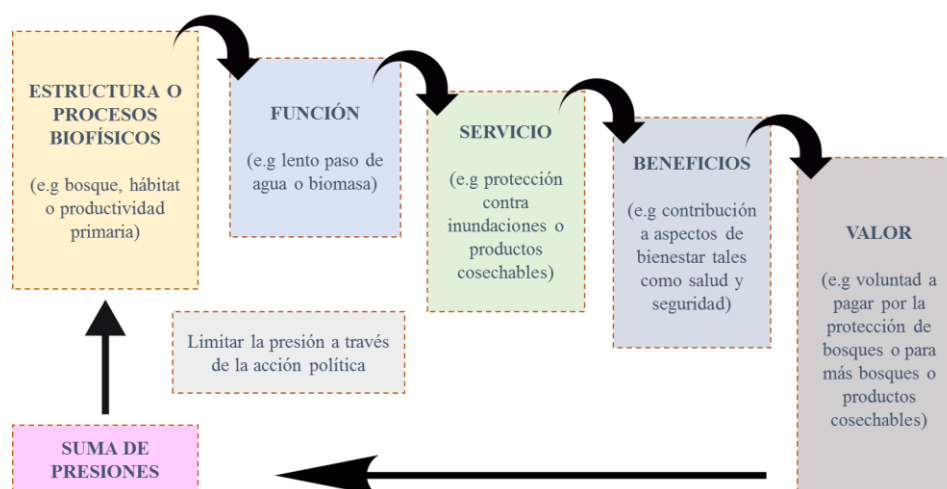


Figura 1. Modelo de cascada propuesto por CICES, extraído de Haines & Potschin (2010), modificado De Groot et al. 2009.

4. HERRAMIENTAS CONCEPTUALES Y METODOLÓGICAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El enfoque antropocéntrico del concepto de servicios de los ecosistemas ha recibido algunas críticas por centrarse en el flujo de servicios dirigidos únicamente al ser humano e ignorar el flujo de servicios que puedan darse entre el resto de componentes de los ecosistemas (Hansson and Wackernagel 1999; Barnaud and Antona 2014). En este contexto, ha surgido el concepto de socio-ecosistema (Berkes et al. 2003; Escalera-Reyes and Ruiz-Ballesteros 2011), que refuerza la idea de la relación interdependiente que la sociedad mantiene con el ecosistema siendo el ser humano el principal beneficiario de los servicios, lo cual constituye el eje de la propuesta metodológica de los SE, que pretende entrelazar las ciencias naturales y sociales, en el marco del desarrollo de la ciencia de la sustentabilidad (Raymond et al., 2013) (Figura 2). Esta aproximación metodológica es la que hemos adoptado para el desarrollo de esta tesis doctoral, la cual es adaptable a diversos casos de estudio; y considera 6 aspectos fundamentales, que se detallan a continuación:

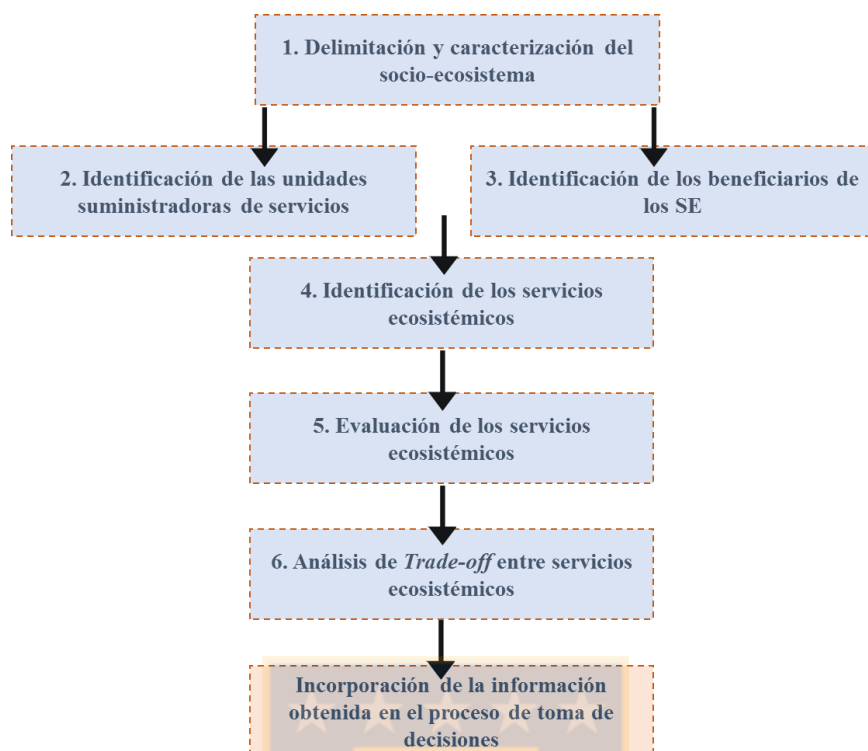


Figura 2. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas (Fuente: Modificada De Groot, 2010).

4.1. Delimitación y caracterización del socio-ecosistema

Los sistemas sociales y los ecosistemas están estrechamente vinculados y, por tanto, la delimitación exclusiva de un ecosistema o de un sistema social resulta arbitraria y artificial (Alessa et al. 2008; Martín-López y Montes 2011). A este sistema se le ha denominado socio-ecosistema o sistema socio-ecológico (Liu et al. 2007; Ostrom 2009). En esta tesis se emplea dicho término para hacer referencia a aquellos sistemas que integran la perspectiva ecológica y sociocultural, o lo que es lo mismo, el ser humano en la naturaleza, considerando a la cuenca del Biobío bajo este concepto. Para trabajar con el socio-ecosistema se requiere previamente la sectorización ecológica, la cual consiste en una tipificación de los ecosistemas, diferenciando aquellos sectores ecológicos homogéneos y heterogéneos, respecto a un conjunto de variables (Anderies et al., 2004, Carpenter et al., 2015).

4.2. Identificación de las unidades suministradoras de servicios

Con el fin de evaluar qué servicios puede suministrar el socio-ecosistema bajo estudio se necesita conocer cuáles son las unidades o componentes de los ecosistemas que ejercen funciones capaces de proveer los servicios requeridos por los beneficiarios (Vandewalle *et al.*, 2008). En este sentido, el recurso hídrico considerado en esta tesis, proporciona una gran cantidad de servicios, los cuales serán identificados y evaluados a lo largo de esta investigación.

4.3. Identificación de los beneficiarios de los servicios ecosistémicos

Corresponden a los *actores sociales* (personas u organizaciones) que se benefician directa o indirectamente de los servicios suministrados por los ecosistemas (Vandewalle *et al.*, 2008). Pudiendo tener un particular interés en el uso o gestión de los servicios (De Groot *et al.*, 2006).

4.4. Identificación de los servicios ecosistémicos

En cuarto lugar, una vez que conocemos qué servicios pueden ser suministrados por el socio-ecosistema y cuáles son los servicios demandados por el sistema social (beneficiarios), podremos evaluar cuál es el flujo de los servicios ecosistémicos que se da entre el ecosistema y el sistema socio-económico.

4.5. Valoración de los servicios ecosistémicos

Cualquier evaluación de SE requiere de un análisis integrado, teniendo en cuenta la oferta, la demanda y el uso de los recursos naturales. La literatura reciente ha reconocido que muchas de las contribuciones a la valoración, han utilizado y siguen utilizando el término “valor” en un sentido monetario, ignorando las contribuciones más amplias de los ecosistemas (*e.g* Turner *et al.*, 1988, Higgins *et al.*, 1997, Grabowski *et al.*, 2012, Reynaud *et al.*, 2017). Sin embargo, se reconoce un creciente interés en analizar, valorar y cuantificar los múltiples beneficios que los ecosistemas proporcionan al ser humano, sobre todo por el aporte que puede resultar para la toma de decisiones (*e.g* Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*,

2002; Balmford *et al.*, 2002; MA, 2003, 2005, Guerry *et al.*, 2015). En este sentido, las funciones ecosistémicas generadoras de servicios ecosistémicos se pueden abordar desde distintas perspectivas en función del beneficio que representen:

- a) *La valoración biofísica o ecológica* (Vihervaara *et al.*, 2017); que utiliza estas mismas unidades para medir procesos, funciones y flujos de los ecosistemas, estando íntimamente ligada con la biodiversidad siguiendo el modelo de cascada propuesto por Haines & Potschin (2010), utilizando una serie de indicadores para monitorear el estado o las tendencias de los servicios ecosistémicos. Los indicadores pueden ser de tipo directo; como por ejemplo la medición del número de visitantes de un parque nacional (servicio de recreación), indirectos donde el indicador necesita una interpretación adicional, por ejemplo la protección del suelo y la regulación hídrica que dependen de la biomasa vegetal de los ecosistemas. Y por último la modelación, que se utiliza en ausencia de indicadores directos e indirectos, simulando la oferta, el uso y la demanda de los SE basado en criterios ecológicos y datos socio-económicos. Esta tesis doctoral se ha desarrollado siguiendo esta metodología.
- b) *La valoración socio-cultural* (Santos-Martín *et al.*, 2017) impulsada por IPBES (Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, 2010), tiene por objetivo analizar las preferencias humanas, basadas principalmente en cuestiones éticas, tradiciones o en la identidad local y cultural de la sociedad, sin considerar aspectos monetarios. Existen múltiples enfoques para descubrir los valores socio-culturales (e.g *Evaluación de la preferencia, Método de uso de tiempo, foto-elicitación, métodos narrativos y mapeo participativo*).
- c) *La valoración desde la economía ambiental y ecológica* (Brander & Crossman 2017), donde la economía ambiental pretende establecer las bases teóricas que optimicen el uso del ambiente y los recursos naturales

como instrumentos de mercado, bajo el término de *valor económico total* (VET) (Pearce & Turner, 1990), el cual se compone por el *valor de uso* y el *valor de no uso*. El *valor de uso* implica un beneficio obtenido de manera directa del ecosistema, mientras que el *valor de no uso* está asociado con la satisfacción personal derivada del conocimiento de que determinadas especies o ecosistemas existen (*valor de existencia*) (Balmford et al., 2002; Chee, 2004; Lomas et al., 2005) (Figura 3).

Por otro lado, la Economía Ecológica asume que la humanidad y su economía deben someterse a los límites biofísicos (Goodlay & Daly, 1996, Farber et al., 2002), considerando que los SE constituyen flujos de energía, materia e información de los sistemas ecológicos. Sus métodos de análisis se basan en las leyes de la termodinámica, teoría general de los ecosistemas, para caracterizar los procesos y propiedades emergentes (Odum 1988, 1996). La valoración se lleva a cabo desde un concepto del recurso natural, entendiendo que los SE constituyen flujos de energía.

Sin embargo, los enfoques metodológicos de la Economía Ambiental y Ecológica han recibido algunos cuestionamientos y críticas (García-Llorente et al., 2011), ya que no logran capturar todo el valor de la biodiversidad y la percepción social de los ecosistemas (Silvertown 2015).



Figura 3. Marco analítico para la valoración económica de los servicios generados por los Ecosistemas (Fuente: Cristeche & Penna, 2008)

Complementariamente a las metodologías señaladas se pueden utilizar modelos informáticos computacionales (Dunford et al. 2017) que permiten cuantificar las valoraciones biofísicas, ecológicas y sociológicas de los ecosistemas, buscando comprender y cuantificar las interacciones entre los diferentes componentes de los sistemas sociales y ambientales, explorando escenarios alternativos, a través de herramientas como InVest, Estimap, Bayesin Belif Netwok entre otros, que, en contraste con el conocimiento de expertos (Jacobs & Burkhard 2017), mejoran la eficiencia de los resultados y el nivel de impacto generado.

4.6. Identificación de los *trade-offs* de los servicios ecosistémicos

El estudio de estas relaciones contribuye a mostrar lagunas existentes entre la producción de servicios por un ecosistema y los beneficios reales que las personas reciben. Uno de los principales retos al momento de gestionar los servicios ecosistémicos es que cada uno de ellos no es independiente del resto (Rodríguez et al., 2006, Cornelius et al. 2014, Lee & Lautenbach 2016). El intentar optimizar el suministro de un solo servicio normalmente da lugar a interacciones

entre servicios, generando sinergias o *trade-off* (Holling & Meffe, 1996, Landuyt et al., 2016). Las sinergias se producen cuando los SE interaccionan con otros SE y aumentan o decrecen simultáneamente, mientras que los *trade-offs* se producen cuando el aumento de un SE provoca el descenso de otro SE diferente (Bennet et al., 2009). Estas relaciones pueden darse uni o bidireccionalmente y puede ser complejo determinar las causas de la relación. Sin embargo, sin una comprensión total de las características espaciales y temporales de estas relaciones, es difícil gestionar adecuadamente las fortalezas de las sinergias y reducir los *trade-offs* existentes (Bennet et al., 2009, Outeiro & Villasante 2013, Qiu & Turner 2013).

5. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN CHILE

En Chile, esta temática se comienza a desarrollar a partir del año 2005, constituyendo uno de los primeros trabajos la “Evaluación Ecosistémica del Milenio: BIENESTAR HUMANO Y MANEJO SUSTENTABLE EN SAN PEDRO DE ATACAMA – CHILE” (RIDES, 2005), iniciativa desarrollada para contribuir a un manejo más sustentable de los ecosistemas de la comuna de San Pedro de Atacama y, de esta manera, poder informar a los principales actores (sector público, privado y comunidad en general), acerca de los servicios que prestan los ecosistemas y sobre cómo se está afectando la capacidad de los mismos para seguir prestando servicios para el bienestar humano. Paralelamente, el núcleo científico FORECOS (Forest Ecosystem Services, de la Universidad Austral de Chile), comienza a desarrollar investigaciones relacionadas con la provisión de servicios de ecosistemas forestales (e.g Oyarzún et al. 2005, Lara et al. 2009, Lara et al., 2010, Little & Lara 2010), mapeo de servicios (e.g Nahuelhual et al., 2013, 2014a, 2017), valoraciones económicas (e.g Nahuelhual et al. 2007) y últimamente valoración de servicios culturales (e.g, Nahuelhual et al., 2014b, 2016, Barrena et al., 2014).

De acuerdo a lo reportado por De la Barrera et al., (2015) el número de investigaciones relacionadas con los servicios ecosistémicos (artículos científicos, tesis y otros) se ha incrementado paulatinamente a través de los años en Chile

(Delgado & Marín 2015), sobre todo posterior a la publicación del MEA (2005). Dichos estudios han estado principalmente asociados a ecosistemas terrestres (bosques, áreas protegidas) (e.g Aldunce et al., 2006, Vásquez et al., 2014, Donoso et al., 2014) y en menor medida a ecosistemas acuáticos y marino-costeros (e.g Cárcamo et al., 2014, Marín et al., 2014). De estos estudios, la mayor parte corresponde a estudios de valoración económica (e.g Donoso 2007, Cabrera et al., 2008, Figueroa 2010, Vásquez et al., 2010) y pocos al mapeo de servicios ecosistémicos (Bachmann-Vargas 2013). Los principales servicios evaluados están asociados a la provisión de agua (e.g Oyarzún et al., 2005, Figueroa & Pasten 2008, Little et al., 2015), de madera (Delgado et al., 2013), turismo (e.g Nahuelhual et al., 2010), biodiversidad (e.g Cerda 2013, Menegoz et al., 2013, Carrasco et al., 2014) y experiencias agrícolas (e.g Barrena et al., 2014). Evolucionando durante los últimos años a estudios con mirada más social, visibilizando los servicios culturales y la interdependencia de los sistemas socio-ecológicos, llevando a evaluaciones más integrales que incluyen el bienestar humano (Outeiro et al., 2013, Alfonso et al., 2016, Delgado & Marín 2016, de Juan et al., 2017).

En términos normativos, Chile ha incorporado indistintamente el concepto de “servicios ecosistémicos” y “servicios ambientales”, en algunos instrumentos regulatorios, no siempre con un rol concreto, lo que muchas veces dificulta su estudio. Sin embargo, no podemos obviar que puede resultar un elemento útil para determinar la legitimación activa en materia de daño ambiental (Delgado 2016).

En este sentido, la Ley de Recuperación y del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Ley 20.283/2008) reconoce la categoría de “servicios ambientales”, definiéndolos como *«aquellos servicios que brindan los bosques nativos y las plantaciones que inciden directamente en la protección y mejoramiento del medio ambiente»* (Artículo 2°, N°23). Sin embargo, esta ley solo los definió, convirtiéndola en inoperante al no establecer mecanismos o instrumentos que permitan implementar una adecuada gestión y protección de los bosques en base a este concepto

(Delgado, 2014); siendo necesario replantearse la modificación de esta ley, mejorando la definición de SE, incorporando nuevas actividades bonificables como las acciones de manejo, conservación, recuperación y/o restauración dirigidas a la provisión de SE (Lara et al., 2010).

Por otro lado, el Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental (D.S N°40/2013); incorpora el concepto en el artículo 8°, referente a localización y valor ambiental del territorio, indicando en el sexto párrafo que: *«se entenderá que un territorio cuenta con valor ambiental cuando corresponda a un territorio con nula o baja intervención antrópica y provea de servicios ecosistémicos locales relevantes para la población (...)»*, si bien esta inclusión no consideró su definición, constituye un cambio importante en la evaluación ambiental del país, imponiendo un gran desafío al momento de evaluar estudios de impacto ambiental, sobre todo cuando el proyecto se emplace en un territorio no protegido, pero de alto valor ambiental por los servicios que presta (Delgado, 2014).

En relación al recurso hídrico, se vuelve hacer alusión al concepto de “Servicio ecosistémico”, en la determinación del Caudal Mínimo Ecológico (Decreto Supremo N° 71/2015), donde los artículos 6 y 7 de este Reglamento permiten al Ministerio de Obras Públicas fijar un caudal mínimo ecológico en casos calificados, tales como: *«aquéllos en los que se identifiquen riesgos en la calidad de las aguas y/o el hábitat de magnitud tal que comprometan la supervivencia de las especies»*, de acuerdo a ciertos criterios, incluyendo en la letra c) la existencia de *«impactos significativos que alteren factores bióticos y abióticos, físicos, químicos y biológicos, que aseguran el resguardo de la estructura, dinámica y funcionamiento de los ecosistemas asociados a la fuente de agua superficial, con el fin de mantener los servicios ecosistémicos que prestan»* (Delgado 2014). Asimismo, el Proyecto de Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y áreas protegidas y el Sistema Nacional de Áreas protegidas, considera a los SE como uno de los ejes centrales, definiéndolos como *«la contribución directa o indirecta de los ecosistemas al bienestar humano»* (artículo 3°, letra r), aplicando una connotación totalmente antropocéntrica, fijando las bases normativas para mejorar

la conservación de la Biodiversidad del país, en base a principios claros, estableciendo como deber del Estado facilitar el conocimiento de los servicios y su valoración (Delgado 2014). Por último, otros instrumentos que incorporan el concepto de SE son las estrategias de desarrollo regional, los manuales de certificación ambiental municipal (Jara et al., 2014, De la Barrera et al., 2015) y el proyecto de ley de protección de glaciares (Delgado 2016)

En síntesis, la normativa Chilena aún no uniformiza los conceptos de “servicios ambientales” y “servicios ecosistémicos”, para lo cual Delgado (2014) argumenta que la terminología puede estar influenciada por las etapas que describe Méral (2012), existiendo una evolución histórica, desencadenada con la Etapa de Origen entre los años 80 y 90’s y adoptando actualmente una definición amplia de SE, para establecer beneficios económicos, de acuerdo a la tendencia internacional.

6. IMPORTANCIA DE LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL RECURSO HÍDRICO

Luego de que el MEA (2005), alertara respecto al hecho de que la degradación de los servicios de los ecosistemas constituye un obstáculo importante para la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio, reconociendo que las consecuencias podrían aumentar y ser perjudiciales en los próximos 50 años; un número creciente de investigaciones han centrado su foco en esta temática (e.g Postel & Richter, 2010, Pinto et al., 2013, Costanza et al., 2014, De Araujo Barbosa et al., 2015). De acuerdo al informe del MEA (2005), dentro de los SE más degradados, se encuentran aquellos que derivan de las cuencas hidrográficas, producto de: 1) la distribución del recurso hídrico, 2) el consumo en forma exponencial de los recursos hídricos, lo que se relaciona con el crecimiento demográfico, desarrollo de la tecnología y obras de infraestructura (represas) y 3) la degradación de la calidad de agua como consecuencia de la contaminación, suponiendo un aumento en los costos de tratamiento. Temáticas muy relevantes para el desarrollo del bienestar humano, sobre todo en términos de abastecimiento o insumos de producción (Seifer-Dähnn et al., 2015), por lo que al evaluar los SE

del recurso hídrico, se busca relevar los distintos enfoques que contempla su gestión; desde una perspectiva hidrológica, cultural, ambiental y desde el enfoque de la biodiversidad.

En este contexto es de gran importancia resaltar el valor de la biodiversidad, ya que toma un rol importante en la generación de funciones y en la provisión de servicios ecosistémicos, repercutiendo directa e indirectamente en el bienestar humano (Bennett et al., 2009, Cardinale et al., 2011, Venail et al., 2015). La relación entre la biodiversidad y los servicios depende de la composición, la abundancia relativa, la diversidad funcional y, en menor medida, de la diversidad taxonómica. Por tanto, cualquier alteración de la biodiversidad, especialmente de la diversidad funcional de un ecosistema, disminuye la estabilidad de los servicios ecosistémicos (MEA, 2005; Hooper et al., 2005; Balvanera et al., 2006). En la actualidad, gran parte de la composición de las comunidades biológicas están siendo alteradas como consecuencia de las actividades humanas, con un creciente aumento de las tasas de invasión de especies exóticas y la extinción de muchas especies nativas, desde la escala local a global, lo que potencialmente altera importantes procesos ecológicos y propiedades de los ecosistemas (Hillebrand & Matthiessen 2009).

7. IMPORTANCIA DE VALORAR LOS SE DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El recurso hídrico en Chile, así como en muchos lugares del mundo, se está convirtiendo en un recurso escaso, lo que se traduce en que no está siempre disponible para los usuarios que quieren o necesitan usarlo, ya sea en actividades productivas, o bien para necesidades básicas, lo que se traduce en innumerables conflictos (Keller et al., 2012). Chile es un país emergente, uno de los principales productores del mundo en la industria de cobre, celulosa y papel, lo que de acuerdo al crecimiento alcanzado, genera efectos colaterales y secundarios indeseados, relacionados con el ambiente (Parra 2009). En el caso de los recursos hídricos, a lo largo del territorio nacional, particularmente las regiones de mayor concentración de población y de mayor desarrollo productivo o industrial,

están compitiendo por las demandas hidroeléctricas, de riego, el uso doméstico, el uso industrial, los requerimientos agrícolas y forestales, acuicultura, el turismo, la recreación y dominios territoriales de poblaciones indígenas. Esta situación se expresa en la Región del Biobío, en las cuencas de los ríos Itata y Biobío, siendo esta última la tercera cuenca más importante del país, constituyendo un sistema fluvial complejo de acuerdo a sus características naturales, que posee un excepcional mosaico de hábitats y alta diversidad biológica, y que provee una elevada cantidad de SE convirtiéndose en el principal soporte del desarrollo regional y nacional. De ahí la importancia de esta investigación al contribuir a la toma de decisiones en la gestión y de esta manera evitar conflictos.

8. HIPÓTESIS

En relación a lo anteriormente planteado; el capital natural que suponen los ríos y riberas está siendo forzado para aumentar los servicios de abastecimiento. En este sentido, ¿La presión sobre los servicios de provisión existentes en el río Biobío, afectan la pérdida de los servicios de regulación y culturales?

Planteándonos como hipótesis:

Los servicios de provisión generados a partir del recurso hídrico de la cuenca del río Biobío y que son explotados, generan compromisos negativos con los servicios de regulación y culturales.

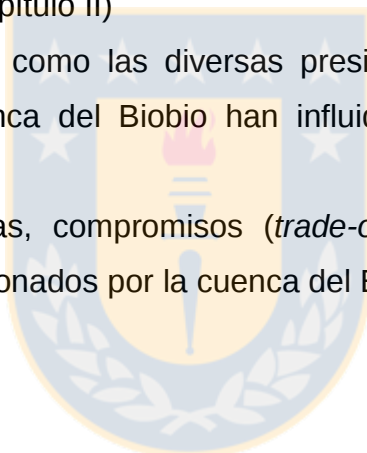
9. OBJETIVOS

9.1. Objetivo General

Identificar y analizar el estado actual y las tendencias de los servicios ecosistémicos (SE) en la Cuenca Hidrográfica del río Biobío.

9.2. Objetivos específicos:

1. Identificar y describir la importancia de los SE prestados por el río Biobío; identificando su estado actual, tendencias, biodiversidad, uso humano y los impulsores directos de cambio que alteran las funciones y la capacidad para proveer SE. (Capítulo II)
2. Identificar y analizar como las diversas presiones (directas e indirectas) ejercidas en la cuenca del Biobio han influido en el bienestar humano (Capítulo III).
3. Explorar las sinergias, compromisos (*trade-off*) e interacciones neutras entre los SE proporcionados por la cuenca del Biobío (Capítulo IV).



10. METODOLOGÍA GENERAL

10.1. Descripción del área de estudio

La cuenca del río Biobío, se extiende entre los 36° y 39° Lat S, sobre un área de 24 260 Km², correspondiendo a una de las cuencas de mayor superficie y caudal de Chile. Comprende parte de los territorios de las provincias de Concepción, Biobío y Arauco. Además abarca parte de las provincias de Malleco y Cautin pertenecientes a la IX Región de la Araucanía (Parra et al. 2013).

La cuenca hidrográfica contiene 5 subcuencas menores (Figura 5), que están siendo continuamente sometidas a la influencia de distintos factores ambientales y geográficos; por lo tanto, la dinámica del sistema es muy variable desde el inicio de su curso hasta su desembocadura. De estas subcuencas, las principales corresponden a las del Alto Biobío y las de los ríos Duqueco, Bureo, Vergara y Laja. El régimen hidrológico de la hoya en el Alto Biobío es más bien nival, pero ya en el curso medio, comienza a recibir aportes pluviales, pasando a régimen mixto (Valdovinos y Parra, 2006).

El río Biobío nace en el lago Galletué (altitud de 1160 m.s.n.m.) y recorre 380 km con una dirección SE-NO, desembocando en el lado norte del Golfo de Arauco en el Océano Pacífico. El curso superior del Biobío (a partir de la cota de 200 m.s.n.m.), presenta una pendiente media de 4,5%. En un trayecto algo más de 200 km a partir del lago Galletué a una altura de 1.150 m.s.n.m. A partir de aquí el Biobío va perdiendo altura, manteniendo en total un promedio bajo. El río Biobío nace rodeado de relieves de alturas de más de 1900 m. A unos 10 km aguas abajo, recibe el aporte de las aguas del lago Icalma, a través del río Rucanueo. En este primer tramo, el río drena a una zona de estepa andina. En su recorrido hasta la confluencia con el río Lomín, el Biobío atraviesa el piso boscoso andino poblado. Los ríos afluentes incorporados en este largo recorrido andino son por el lado oriental y norte, los ríos Liucura, Rahue, Ranquil, Lonún, Pangué, Queuco y

Huequecura, y por el lado occidental y sur, los ríos Lonquimay, Lolco, Vinucura, Butaco y Lirquén.

El caudal promedio del Biobío en su nacimiento es de 30 m³/s. El caudal medio anual en la desembocadura varía entre 300 y 900 m³/s. En su desembocadura suele presentar normalmente crecidas de hasta 8.000 m³/s. Pero se estima que podrían registrarse crecidas sobre los 17.000 m³/s, al menos, una vez cada cien años. La hidrología del cauce principal y de sus afluentes, sigue comportamientos diferentes debido a las distintas unidades morfológicas presentes (Cordillera de los Andes, Valle Central o Depresión Intermedia y Cordillera de la Costa) que influyen en la precipitación nival y/o pluvial, en toda la extensión de la cuenca.

A nivel nacional representa un importante centro de desarrollo económico, cuyos sectores productivos están ligados al sector forestal, agropecuario, industrial (industrias de celulosa y papel, metalúrgicas, químicas y de refinación de petróleo) e hidroeléctrico, constituyendo la principal fuente de suministro de energía eléctrica a nivel nacional. Posee además un excepcional mosaico de hábitats y diversidad biológica sustentado en las características ambientales y geográficas que proporciona cada uno de los ríos que tributan a su cauce.

10.2. Identificación de los servicios ecosistémicos (SE)

Siguiendo la metodología adoptada en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005), se llevó a cabo una búsqueda de indicadores para las tres tipologías de SE (abastecimiento, regulación y culturales), en diversas fuentes oficiales (gubernamentales, científicas) y privadas, que proporcionaran datos en una escala espacio-temporal relevante para detectar cambios temporales (Ver Apéndice Capítulo II). Dado que la información no siempre está disponible a la misma escala espacial, la evaluación se ha realizado a escala regional y de cuenca. No obstante, la insuficiencia de datos cuantitativos impidió valorar todos los servicios propuestos en MA, y parte de la información disponible fue utilizada como herramienta descriptiva.

10.3. Valoración de las tendencias de los SE y de los impulsores directos del cambio

La tendencia de cada indicador y SE se clasificó en siete clases (mejora, leve mejora, mejora y/o deterioro, no experimenta cambio, leve deterioro, deterioro y desconocido) (Tabla 3, Capítulo II), considerando la pendiente y la dirección de la serie de datos analizados. En el mismo sentido, interpretamos la dirección del servicio, teniendo en cuenta el componente a evaluar (Floridi et al., 2011), ya que no necesariamente el aumento del indicador corresponde a una tendencia positiva del servicio.

Por otro lado, de acuerdo con el MEA (2005) se han evaluado cinco impulsores directos del cambio que están alterando las funciones y la capacidad de prestación de servicios de los ecosistemas y la biodiversidad. Estos impulsores son relativamente fáciles de detectar ya que ocasionan cambios en la estructura y procesos de los ecosistemas. La intensidad de los impulsores se clasificó en cuatro clases (muy alto, alto, moderado y bajo) teniendo en cuenta nuestros resultados y lo que documenta la literatura (Tabla 4, Capítulo II). La tendencia de los impulsores se ha obtenido luego de la evaluación de sus indicadores señalando la tendencia actual y permanente en el impacto del impulsor en cada servicio. Los cambios en las tendencias pueden ser positivas (aumento muy rápido del impacto, aumento del impacto e impacto continuo) o negativo (impacto decreciente, muy rápida disminución del impacto) (Tabla 4, Capítulo II).

10.4. Relaciones entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano

Se utilizó el marco conceptual DPSIR (Modelo Fuerza motriz-Presión-Estado-Impacto-Respuesta) (AEMA, 1999), que permite analizar las causas, consecuencias y respuestas a los cambios en los ecosistemas (Rounsevell et al., 2010, Vidal-Abarca et al., 2014). En este estudio se utiliza para explorar integradamente las asociaciones entre los ecosistemas fluviales y los sistemas sociales de la cuenca del Biobío (Ver Capítulo III). Dentro de este marco, los

impulsores serían los “factores” que inducen cambios ambientales (e.g. demográficos, económicos, culturales, socio-políticos o tecnológicos) (Nelson et al., 2006), coincidiendo con los impulsores indirectos del cambio conceptualizados en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005). Estos factores promueven presiones que afectan a los ecosistemas fluviales (e.g. cambio del uso de suelo, cambio climático, contaminación, sobreexplotación y especies invasoras), reconocidos por MEA (2005) como los impulsores directos del cambio. Estas presiones alteran el estado de los ecosistemas y su biodiversidad, afectando los SE prestados a la sociedad, ocasionando impactos que generan cambios en el suministro de SE y en el bienestar humano. Por último, las respuestas serían las acciones llevadas a cabo por las instituciones públicas y/o privadas para conservar los ecosistemas y/o contrarrestar el efecto de los factores de cambio (Santos-Martin et al., 2013, Vidal-Abarca et al., 2014).

Para analizar la relación entre los componentes del marco DPSIR, todos los indicadores fueron estandarizados, restando la media y dividiéndolo por la desviación estándar; eligiendo la dirección de cada indicador considerando el componente a evaluar (Floridi et al., 2011). La tendencia que sigue cada indicador se consideró sobre la base de la pendiente de la regresión lineal “b” para la serie de tiempo de cada indicador. Dicha tendencia se clasificó en cinco clases: 1) mejora considerable ($\uparrow\uparrow$), cuando b fue >0.08 ; 2) mejora ($\uparrow$), cuando b está entre 0.08 y 0.04; 3) estable ($\leftrightarrow$), cuando b está entre 0.04 y -0.04; 4) disminución ($\downarrow$), cuando b está entre los valores -0.04 y -0.08; y 5) disminución considerable ($\downarrow\downarrow$), cuando la pendiente fue < -0.08 (Santos-Martín et al., 2013; Vidal-Abarca et al., 2014). Para obtener los índices agregados de cada componente del marco DPSIR, se agruparon los indicadores utilizando la media aritmética, ya que es un método útil para compensar valores muy dispares (altos y bajos) (Floridi et al., 2011). Así, se obtuvieron 9 índices agregados: biodiversidad, servicios ecosistémicos (abastecimiento, regulación y culturales), bienestar humano (material y no material), respuestas, presiones, y conductores. El objetivo de separar la dimensión material y no material del bienestar humano fue mostrar las diferencias

entre el bienestar (el acceso a los bienes) y la calidad de vida (salud y/o seguridad).

10.5. Interacciones entre SE y con la biodiversidad

Se seleccionaron 17 SE relevantes proporcionados por la cuenca del Biobío Díaz et al., (unpublished results), que incluye seis de abastecimiento, cinco de regulación y cinco culturales (Tabla 1, Capítulo IV). Para valorar cada uno de los SE se seleccionó un indicador o varios dependiendo de la consistencia de la serie de datos, donde 9 fueron evaluados utilizando un único indicador y 8 utilizando varios indicadores que conformaron un índice múltiple (Tabla 1, Capítulo IV). Todos los indicadores fueron estandarizados restando la media de la serie a cada valor y dividiendo por la desviación estándar (Floridi et al., 2011). Los índices múltiples fueron contruidos calculando la media aritmética de los indicadores (un método útil para compensar valores muy dispares) (Floridi et al., 2011). La dirección de cada indicador utilizado para construir los índices múltiples se eligió teniendo en cuenta el SE a evaluar (Vidal-Abarca et al., 2014).

Para explorar las relaciones e interacciones entre los SE proporcionados por la cuenca del Biobío y entre la pérdida de biodiversidad y los SE se realizó un Análisis Factorial para detectar la existencia de sinergias y compromisos entre grupos de SE seleccionados en la cuenca del Biobío. Esta técnica es útil porque puede expresar la estructura de correlación entre un gran número de variables (Jessop et al., 2015). Para detectar el tipo de interacción se definió un umbral mayor de 0.90 para la carga de cada SE en los componentes (positivo para las sinergias y negativo para los compromisos), valores inferiores se interpretan como una relación neutra. Posteriormente se realizó un análisis de correlación (Spearman) para establecer las interacciones significativas y su dirección (positivas o negativas) entre los SE y entre la biodiversidad y los SE. Este análisis es ampliamente utilizado (Lee & Lautenbach, 2016) cuando las variables usadas no se ajustan a la normalidad e indican sinergias y compromisos con los valores

positivos y negativos de ρ (rho), respectivamente. Debido a la falta de referencias acerca del rango en que se definen las relaciones neutras, se ha seguido lo señalado por Jopke et al., (2014), aceptando un coeficiente de correlación entre -0,05 y 0,05. Tanto el análisis factorial como las correlaciones de Spearman se realizaron utilizando el Software SPSS (2013).

Por último, se utilizó un “bagplot” (Rousseeuw et al., 1999), que es una versión bidimensional del diagrama de caja (boxplot) (Tukey, 1975). Este consta de una región interior (bag) que contiene la mediana y el 50% de los datos, y una región exterior (loops) que contiene las observaciones no consideradas en el anterior (Fig. 1, Capítulo IV). Los datos fuera de esta región son atípicos. En algunos casos, alrededor de la mediana, se incorpora una región que constituye el área del 95 % de confianza de la mediana (Fig. 1c, Capítulo IV). La forma y la dirección de la figura, permite identificar las sinergias y trade-off. Para ello se utiliza las siguientes características de los bagplots: la correlación (dirección de la bolsa), la asimetría de distribución (forma de la bolsa) y los valores atípicos. La situación de la mediana se toma como punto de referencia para separar el bagplot en cuatro cuadrantes, donde el espacio positivo/positivo está en la parte superior derecha y el negativo/negativo en la parte inferior izquierda, respectivamente. Si el bagplot está orientado desde la parte inferior izquierda a la superior derecha, cubriendo los aspectos del espacio negativo/negativo y positivo/positivo se supone una relación sinérgica entre las variables (Fig. 1a, Capítulo IV) (Jopke et al., 2014). En contraste existe compromiso cuando el bagplot está orientado a lo largo del espacio positivo/negativo y negativo/positivo (Fig. 1b, Capítulo IV). Si los cuatro espacios están igualmente cubiertos no existe ningún tipo de relación y se considera neutra (Jopke et al., 2014) (Fig. 1c, Capítulo IV). Cuando el número de datos es muy bajo, el análisis no genera un bagplot y cuando la relación entre dos servicios es lineal, el bagplot generado es similar a un boxplot univariante (Rousseeuw et al., 1999). Este análisis se desarrolló utilizando el paquete “aplpack” Versión 1.2.7 para R (R Development Core Team, 2013).

10.6. Aproximación económica de compromisos entre SE asociados a la ocurrencia de incendios forestales en la región del Biobío.

Este estudio realiza una revisión del incremento de las plantaciones forestales a nivel nacional y regional (VIII región del Biobío), durante las últimas tres décadas y su relación con los registros de incendios forestales. Información se encuentra reunida principalmente en las bases de datos que posee la Corporación Nacional Forestal (CONAF), Corporación de la Madera (CORMA) e Instituto Forestal (INFOR). Los datos obtenidos fueron correlacionados (Pearson) y graficados mediante el software SigmaPlot v.11.0 (Systat Software, Inc.). Asimismo se realizó una identificación de los servicios ecosistémicos mediante una revisión bibliográfica para identificar aquellos que proporcionan comparativamente los bosques nativos y plantaciones forestales (Apéndice), permitiendo una aproximación cualitativa definidos como: + = baja contribución; ++ = contribución intermedia; +++ = contribución alta, dado que no existen estudios cuantitativos al respecto. Especialmente se valoran las emisiones de CO₂ y pérdidas de suministro de madera, siguiendo a Valero et al. (2007). (Ver paper 4, Capítulo IV)

CAPÍTULO II.

**ASSESSMENT OF ECOSYSTEM
SERVICES IN THE BIOBÍO RIVER (CHILE):
A BASIN-SCALE REVIEW**



PAPER 1.

Assessment of ecosystem services in the Biobío River (Chile): a basin-scale review

María Elisa Díaz^{1*}, Ricardo Figueroa², M. Rosario Vidal-Abarca³, M. Luisa Suárez Alonso³

Corresponding author: ¹ University of Concepción, Faculty of Environmental Sciences, Concepción, Chile, telephone number: +56-41-2204077, mariaelisdiaz@udec.cl

^{1,2} University of Concepción, Center of Environmental Sciences EULA-Chile and CHRIAM Center

³ University of Murcia, Regional Campus of International Excellence, Mare Nostrum Campus, Faculty of Biology, Department of Ecology and Hydrology, Murcia, Spain.

Short title: Ecosystem Services of the Biobío River

ESTADO: Enviado a *Regional Environmental Change*

RESUMEN

Se evalúa el estado actual y tendencias de la biodiversidad y servicios ecosistémicos prestados por el río Biobío y sus áreas ribereñas y se identifican los impulsores directos de cambio que alteran las funciones y la capacidad de este ecosistema para proporcionar futuros SE. Para ello se han utilizado un total de 116 indicadores, cuya fuente de información corresponde a bases de datos públicas, privadas e investigaciones científicas. De los 16 servicios evaluados el 64,2% se encuentran con algún grado de deterioro, un porcentaje superior al calculado para Europa (45%), Reino Unido (53%) y España (61%). El 100% de los servicios de provisión tienden al deterioro, el 50% de los de regulación se mantienen estables y el 43% de los culturales se están degradando. El cambio de uso del suelo y la sobreexplotación de materias primas son los impulsores de cambio que más han incidido en la transformación de los ecosistemas acuáticos de la Cuenca del Biobío y en su capacidad para proveer servicios a la sociedad.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, río Biobío, indicadores hídricos, impulsores de cambio

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the current status and trends of biodiversity and ecosystem services (ES) provided by the Biobío River and its riparian areas, and to identify the direct drivers of change that alter ecosystem functions and capacity to provide future ES. A total of 116 indicators were used, whose source of information corresponds to public and private databases and scientific research. Of the 16 services evaluated, 64.2% are currently under some degree of deterioration. This percentage is higher than that calculated for Europe in general (45%), the UK (53%) and Spain (61%), 100% provisioning services tend to decline, 50% of regulating services remain stable and 43% of cultural services are being degraded. The change in land use and overexploitation of raw materials are the drivers of change that have most influenced the transformation of aquatic ecosystems Biobío Basin and its ability to provide ecosystem services to society.

Keywords: ecosystem services, Biobío River, water indicators, biodiversity, drivers of change



1. INTRODUCTION

The Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) report clearly relates the level of ecosystem services (ES) provision with human well-being by directly linking biodiversity, structure and functioning of ecosystems with the benefits that they actively and passively provide (i.e. Costanza *et al.*, 1997; Fisher *et al.*, 2009). In river basins, rivers and their banks connect all landscape elements through water flows (i.e. Ward & Wiens, 2001). Hence longitudinal flows from head to mouth act as dispersion and distribution corridors of organisms, seeds, nutrients and other organic and inorganic materials (i.e. Peterson *et al.*, 2001). Vertical flows connect surface water with aquifers, and favour the exchange of materials between different compartments. Lateral flows connect the channel with banks and flood plain banks by causing a filtration of nutrients, facilitating water recharge and limiting erosion processes and the expansion of invasive species (i.e. Junk *et al.*, 1989; Sabater & Martí, 2000). Therefore, besides water being a vital element, it participates in a series of processes that maintain the functionality of aquatic ecosystems.

In Chile, as in many other parts of the world, water is becoming a highly demanded resource and is generating countless socio-ecological conflicts (Valdés-Pineda *et al.*, 2014). In this scenario, the natural capital of rivers and floodplains is forced to increase provisioning services through inefficient methods when this resource is abundant, or by technological methods when it is scarce, but to the detriment of regulating or cultural services (Vidal-Abarca *et al.*, 2014). Specifically, in administrative regions of greater population concentrations and productive or industrial development, hydroelectric demand, irrigation, domestic and industrial use, forest requirements, aquaculture, recreation tourism and territorial domains of native populations compete (González Parra *et al.*, 2009). A good example of these pressures is the Biobío River basin, located in Central Southern Chile, whose landscape in recent decades has been strongly modified to form a heterogeneous mosaic of different types of coverage and soil use (Sanhueza &

Azócar 2000, Vidal & Romero 2010). To date, the exact effects of this pattern in change to the ecosystem services provided by the rivers and riparian areas of this basin remain unknown.

The studies that address ES are recent in Chile and focus mainly on analysing provisioning services (Oyarzún *et al.*, 2005; Nahuelhual *et al.*, 2007; Lara *et al.*, 2009; Little & Lara, 2010; Delgado *et al.*, 2013; De Juan *et al.*, 2015) and some cultural services (Benra, 2014) provided by forest systems. Specifically for the Biobío basin, some settings refer to the ES concept that broadly defines some of them (Valdovinos & Parra 2006, MMA 2014a). However, this work represents the first systematic effort to collect indicators and to analyse existing ES information provided by the Biobío basin. The importance of the ES provided by the Biobío River and its riparian areas is described, and its current status and trends, biodiversity, human use and the direct drivers of change that alter the functions and capacity to provide ES are identified.

2. METHODOLOGY

2.1 Study area

The Biobío River basin extends between 36° and 39° S, and covers an area of 24,260 km² that corresponds to one of the basins with the largest surface and flow of Chile. On a national scale the basin represents an important centre of economic development, whose productive sectors are related to forestry, agriculture, industry (pulp and paper, metallurgic, chemical and oil refinery industries) and the hydroelectric sector, and is the main source of energy supply in the country (Parra *et al.*, 2013). Over 1 206 070 people live in this basin. This river also has an exceptional mosaic of habitats and biological diversity, sustained by the geographical and environmental characteristics provided by all the rivers that are tributaries of its channel.

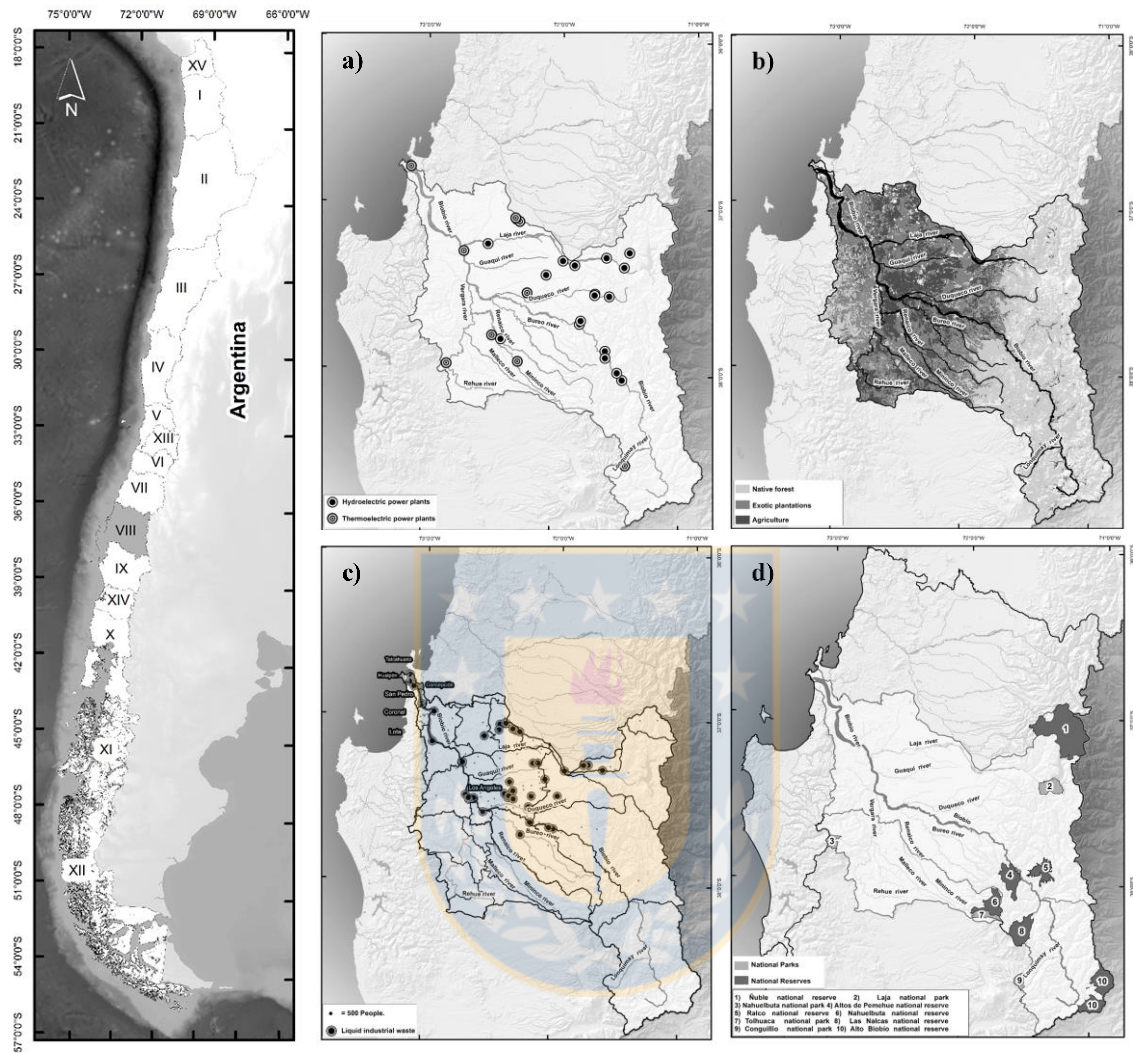


Figure 1. Location of the Biobío Basin. (a) Location of hydroelectric and thermoelectric power plants; (b) forestry, agricultural and industrial uses; (c) populations of more than 500 people and liquid industrial waste; and (d) protected areas.

2.2 Selected ecosystem services and used indicators

Following the ecosystem services framework proposed by the Millennium Ecosystems Assessment (MEA, 2005), and the categories ecosystem services adapted by EME (2011), we search five provisioning services, four regulating ones and seven cultural services (Table 1).

A total of 116 indicators (44 to evaluate provisioning services, 49 for regulating services and 23 for cultural services) have been used to assess the ecosystem services provided by Biobio basin (Table 1). More information on the indicators, data sources, units and years assessed are given in Appendix.

We selected these indicators following several criteria: i) capable of provide information clearly to detect changes in time and ii) data collected with sufficient regularity and disaggregated. We have used official (governmental and scientific) and private data sources that provide information on a relevant space-time scale to detect temporal changes. Since information is not always on the same spatial scale, the assessment was made on both the regional and basin scales. Although our objective was assessment a time series of approximately 20 years, we found few indicators that covered this time series. So, lack of quantitative data prevented us from evaluating all the services proposed in the MEA, and part of the available information was used as a descriptive tool.

Also, we must make some consideration on interpretation of indicators selected. Some of them provide information on ecosystem services “stock” (e.g. “*production of gravel*”) and others on ecosystem’s capacity to provide a service (e.g. “*harvesting of fish, shellfish and algae by artisanal fishing*”). Due to the difficulty of finding flow indicators, in some cases, we have used stock indicators as reasonable proxies (Layke et al., 2012; Vidal-Abarca and Suarez, 2013). For some services, we have used indicators that quantify the loss of service because the positive contribution is difficult to detect. For example, we detect loss of Biobio basin *capacity to control natural disturbances* using *number of people damaged by*

floods. Finally, although we have made great efforts to find indicators for assessment cultural services, many of them have been assessment on descriptive information because quantitative data are lacking.

Table 1. Classification of ecosystem services and the number of indicators used in this study

Ecosystem service	Subcategory	Number of indicators
PROVISIONING		44
Food	Capture fisheries	1
	Aquaculture	9
Freshwater		34
Raw materials	Gravel/Sand	2
Renewable energies	Hydraulic energy	5
Genetic resources		3
REGULATING		49
	Regional and local climatic regulation	1
Climate regulation		
Water regulation	Water regulation	11
	Water purification and waste treatment	
Water quality regulation		30
Regulation of disturbances		9
Morphosedimentary regulation		8
CULTURAL		23
Landscape aesthetic values		9
Cultural identity		6
Scientific knowledge		4
Spiritual and religious values		1
Environmental education		1
Ecological education		1
Recreation and Ecotourism		1

2.3 Assessing the importance, tendencies and direct drivers of change

The relative importance of the ES provided by the Biobío River basin and its riparian areas was assessed according to the opinions of 15 experts (researchers from the EULA-Chile and University of Concepción) by applying a type survey with the ES identified for this study, which had to be categorised as four levels (high, medium-high, medium-low and low), about the importance of each one for human wellbeing, and according to their perception. This information was compared with studies carried out for the UK (UK-NEA, 2011), Spain (EME, 2011) and Europe in general (Harrison et al., 2010) (Table 2). Since the categories proposed for Europe are different (key contribution, some contribution, no contribution and unknown contribution) we have assimilated with high, medium-high, medium-low and low, respectively.

The trend of the ES and its indicators was classified into seven classes (improving, some improvement, improvement and/or deterioration, no net change, some deterioration, deterioration and unknown) (Table 3) by considering the slope and direction of the data series analyzed. We have interpreted the “direction” of each indicator (i.e. whether increase or decrease its value) considering the service to assess (Floridi et al., 2011). For example, for regulating service, *water purification and waste treatment*, high values of BOD_5 are worse than low one. We have compared these trends with Europe (Harrison et al., 2010), UK (UK-NEA, 2011) and Spain (EME, 2011) (Table 3).

According to the MEA (2005), we have evaluated five direct drivers of change (climate change, pollution, land use change, invasive species, and overexploitation), which alter both the functions and provision capacity of ES and biodiversity. The intensity of the direct drivers was classified into four classes (very high, high, moderate and low) after considering the results of the current study and what is documented in the literature (Table 4). Finally, we have evaluated the trend of these direct drivers after assessing the indicators of each ecosystem service and

the current trend in the impact of the driver on each service. These changes can be positive or negative (Table 4).



Table 2. Relative importance of the ecosystem services provided by rivers and riparian areas in Chile (Biobío River basin), Europe in general, the UK and Spain.

Ecosystem service		High contribution				Medium-high contribution				Medium-low contribution				Low contribution			
		Chile	Europe	Spain	UK	Chile	Europe	Spain	UK	Chile	Europe	Spain	UK	Chile	Europe	Spain	UK
PROVISIONING																	
Food			√														
	Capture fisheries								√					√		√	
	Aquaculture											√		√			√
Freshwater		√	√	√	√												
Raw materials	Gravel/Sand							√				√					
Renewable energies	Hydraulic energy	√	√	√													
Genetic resources		√		√	√			√	√								
REGULATING																	
Climate regulation																	
	Regional and local climate									√			√			√	
Water regulation	Water regulation	√	√	√	√			√	√								
Water quality	Water quality	√	√	√	√			√	√								
Regulation of disturbances			√	√	√	√	√	√									
Morphosedimentary regulation						√	√	√	√								
CULTURAL																	
Landscape aesthetic values		√	√	√	√												
Cultural identity			√	√	√	√	√	√									
Scientific knowledge						√		√		√							
Spiritual and religious values				√	√			√		√							
Environmental education												√		√			

Ecological education				√		√	√
Recreation and Ecotourism	√	√	√	√			



Table 3. The trends of the ecosystem services provided by rivers and riparian areas in Chile (Biobío River basin), Europe in general (Harrison et al., 2010), Spain (EME, 2011) and the UK (UK-NEA, 2011). (symbols in parentheses represent less evidence existing on the service flow direction)

Ecosystem service		Chile		Europe	Spain	UK
		<i>Trend Indicator</i>	<i>Trend Service</i>			
PROVISIONING						
Food	Capture fisheries	↑	↓	↓	↘	(↘)
	Aquaculture	↔		↓	↘	↘
Freshwater	Domestic use	↑		↔	↘	↘
	Agricultural use	↑	↓			
	Industrial use	↑				
Raw materials	Gravel/Sand	↗	↘	~	±	~
Renewable energies	Hydraulic energy	↗	↘	~	↔	~
Genetic resources		↘	↘	~	↘	↘
REGULATING						
Climate regulation				↔	↘	↔
	Regional and local climatic regulation	↔	↔			
Water regulation	Cleaning of water companies	↑	↑	↔	~	↘
	Water quality			↔	±	(±)
Regulation of disturbances		↔	↔	↔	↘	↘
Morphosedimentary regulation	Native forest	↓		↓	(↘)	~
	Forest plantations	↑	↓			
CULTURAL						
Landscape aesthetic values		↑	↑	~	↘	~
Cultural identity	Evolution of population	↓	↓	~	↓	↗
Scientific knowledge	N° publications and theses	±	±	~	↑	~
Spiritual and religious values		↗	↗	~	±	↗
Environmental education		↘	↘	~	↗	
Ecological knowledge	Age of population	↘	↘	~	↘	~
Recreation and ecotourism	Visits to parks and reserves	↑	↑	↑	↑	↗

↑ Improving, ↗ some improvement, ± Improvement and/or deterioration, ↔ No net change, ↘ Some deterioration, ↓ deterioration, ~ unknown.

3. RESULTS

3.1 State and trends of ecosystem services

Approximately 64.2% of the ES assessed in the Biobío River basin are undergoing some degree of deterioration. This percentage is higher to that calculated for Europe in general (45%), the UK (53%) and Spain (61%) (Table 2). Indeed 100% of the assessed provisioning services tend to deteriorate, 50% of regulation services remain stable, and 43% of cultural services are degrading (Table 3). These results do not necessarily represent the reality of each sub-basins included in the Biobío River basin.

3.1.1 Provisioning services

The Biobío River basin is complex because of the multiple and contradictory uses that it supports (Parra & Faranda, 1993; Parra *et al.*, 1993; 2013). The VII National Agricultural and Forest Census (2007), indicates that the degraded area in Chile covers 1,108,559 ha, and the Regions of Biobío, Maule and O'Higgins represent 62% of the total surface.

In the Biobío Region, traditional irrigation is still dominant (85.8% of the total surface), whereas the remaining 14.2% is distributed over micro-irrigation (3.9%) and major mechanical areas (10.2%) (INE, 2014). On the basin scale, not enough disaggregated evidence is available, although the data provided by MOP (2007) indicate that for that year, the sub-basins of Biobío Alto, Vergara, Laja and Biobío Bajo totalled 1,630,769,158 m³ year⁻¹ for agricultural irrigation, and 24,963,013 m³ year⁻¹ for forest irrigation (*Pinus radiata*, *Eucaliptus globulus* y *Populus* sp.). Agricultural irrigation is concentrated in the central valley of the basin (Fig. 1b) and irrigates almost 102,000 ha (INE, 2012), of which 83,000 represent gravitational irrigation, 13,000 mechanical irrigation and 5,000 micro-irrigation.

In 2014 water consumption in the region by the domestic sector was 99,717,000 m³ year⁻¹ (SISS, 2014), and supplies most of the population in the basin (1.2 million people). Information about the use of subterranean waters is not sufficient enough to know in detail the state of the hydrological map in the area. However, there has been a significant increase in demand that has led to the overexploitation of groundwater in many communes of the basin. Even though coverage of water in Chile is high, since 2015 more than 80% of the communes in the region have been supplying drinking water with water trucks, a situation that involves a \$6-billion public investment a year.

Industrial activity also performs an important water catchment. In 2006, 30 industries were quantified in the basin, which are concentrated in lower and middle areas, with others on the coastal strip of the region linked to the forest sector (Fig. 1c). As it is somewhat complex to quantify the water abstraction of each one, for the purposes of this analysis, the cellulose, food and sanitary areas were considered. They evidenced that from 2006 to 2014, the water abstraction from the river increased by 19% (16,054,763 m³ month⁻¹).

Regarding hydroelectric generation, in the basin there are four reservoir plants and 12 runway stations in the Biobío and Laja rivers (Fig. 1a), with an annual production of 2,839 MW (Energía Abierta, 2015), which represents more than 40% of the national hydro-energy.

Trends in the indicators show an increased water demand for agriculture (Fig. 2a), especially in multi-year drought scenarios (IPCC, 2014). These local-scale episodes lead to shortages of drinking water in a considerable number of communes, and also in the energy availability in upper basin sectors, in the agriculture in middle sectors and in the industrial demand of lower sectors. In order to deal with the existing deficit, measures that cover a wide spectrum and levels of action have been implemented with engineering infrastructure works (i.e. the Laja-Diguillín irrigation system, reservoir and runway plants), which are the most recurrent along with agricultural subsidies (CR2, 2015).

The volume of water is stored in the reservoirs of the basin for hydroelectricity and irrigation purpose, but has fluctuated with time and now follows a decreasing tendency (Fig. 2b). The amount of stored water is well below its capacity (2,190 million m³). However, this pattern is strongly influenced by the operating systems of the hydroelectric company, where attributing this decrease to climatic factors is not allowed. On the contrary, hydropower provisioning has increased in recent years with the continuous approval of hydroelectric projects (MMA, 2016).

Food provisioning (fish and other freshwater and marine species) corresponds to personal consumer requirements (microscale) and to the small industrial scale, which coincides with a comparison made with Europe in general and the UK (Table 2). In the Biobío Region there are 54 aquaculture centres (SERNAPESCA, 2016), but specific data exist on the aquaculture sector located in the basin. Despite these facilities not being located in the mainstream, they capture waters from streams and tributaries. The direct fishing practices performed by Pehuenche people as a subsistence economy are known. The most formal information available is associated with the coastal area adjacent to the Biobío basin, where reports by SERNAPESCA (2016) have estimated that the production of artisanal fisheries was 450,253 tonnes in 2015, whereas harvesting in aquaculture centres was estimated to be 32 tonnes during in the same period (INE, 2016). These data account for the coastal productivity associated with the river's contribution (Della-Croce & Valdovinos, 1994; Ahumada, 1994; Leniz *et al.*, 2012; Iriarte *et al.*, 2012). In order to analyse the food service trend, indicators of artisanal fishery and marine aquaculture have been analysed given the dependence of fish populations on the nutrient inputs from rivers (Santos-Martín *et al.*, 2015). These indicators showed an increase in fishing subsistence fish (and a recreational practice as a cultural service), whereas exploitation in aquaculture has significantly decreased (Fig. 2d). Despite the good quality of the waters at its head, o new projects of freshwater aquaculture investment have been designed for the Biobío River basin, probably due to its incompatibility with energy production and its distance from farms.

Regarding raw materials of mineral origin, extraction of gravel and sand for construction is outstanding. Unlike other studies, the importance of this service in the Biobío River Basin is “*medium-high*” (Table 2). Thirty-two companies that extract aggregates have been quantified from 1998 to 2015. The number of companies associated with this sector has increased in the last 3 years, which extraction reaching 5,791, 633 m³ (SEA, 2015), to which non-quantified illegal extractions should be added.

Rivers and riparian areas are also a source of genetic resources, but their importance is still poorly known and valued. This service has been classified as a “*high*” contribution through recognising the potential of Central and Southern Chile as a biodiversity hotspot (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2011), with 25% of endemism (MMA, 2014b). Until 2013, 30,893 species had been described (MMA, 2015), although knowledge about the conservation status with 623 species (61.9%) in some risk categories is generally lacking. The most threatened groups correspond to continental water fish (85.1%), followed by invertebrates (79.1%) and vascular plants (68.2%). Specific studies into the Biobío basin are scarce, and detailed works are not representative of the conservation status (EPAB, 2008; Fuentealba *et al.*, 2010).

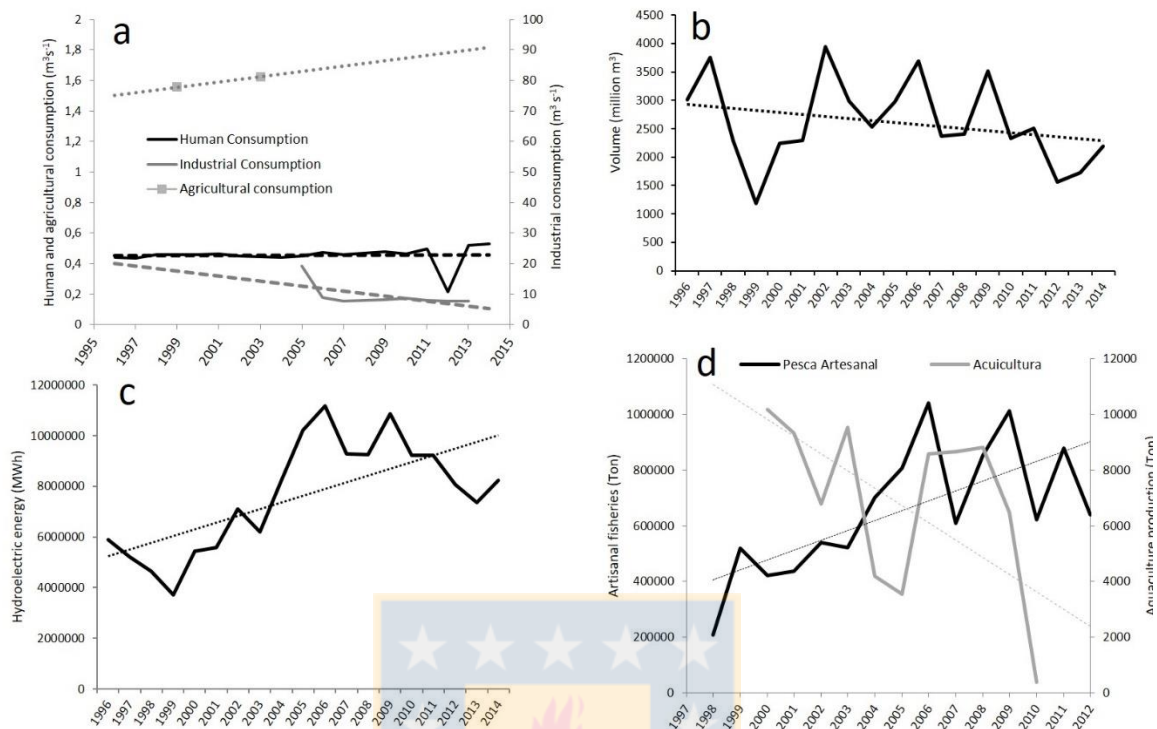


Figure 2. Water consumption by the different sectors in the Biobío basin (a); water stored in reservoirs (b); hydropower generated in the basin; (c) evolution of artisanal fisheries and aquaculture production (d).

3.1.2 Regulating services

This type of services is not usually perceived by the population, and they are intensely and rapidly deteriorating (Vidal-Abarca & Suárez, 2013). However, hydrological regulation and water quality are perceived as being very important, according to several various comparative studies carried out in Europe, which coincides with Chile (Table 2). Hydrological regulation is determined by the hydrological processes mediated by climate which, in the Biobío basin, presents a marked altitudinal gradient that ranges from a cold climate at an altitude above 1,500 m in the Andes Mountains with perpetual snow, to a coastal temperate climate with an average rainfall of 1,330 mm year⁻¹ and a 4-month dry period (MOP, 1987; 2004). According to the 1987 water balance, the surface runoff in the upper basin part was 1,409 mm year⁻¹. In the northern sector, values of 1,975 mm year⁻¹ were reached, whereas this value in the

central area increased to 2,021 mm year⁻¹. Losses through evaporation reached average values of 122.2 mm year⁻¹ in Los Angeles (the middle basin sector). In upper Biobío River parts, evaporation is lower with values of 101.6 mm year⁻¹ (MOP, 1987). However, this basic condition has been modified by the reservoirs built to retain water and to control the flow of the rivers associated with hydroelectric generation. The Biobío Region has four reservoirs (one natural and three artificial) that store about 1,566 million m³ year⁻¹ (DGA, 2012a). In the middle basin area, there is a series of irrigation channels that increase evaporation and infiltration of waters (Grantham *et al.*, 2013).

Regarding water quality, the river presents a self-purification capacity identified as “very high” in several studies (Vargas, 2000), which is in accordance with the water quality data that show a reducing tendency for the concentration of nitrites (Fig. 3a) and BOD₅, an increase in dissolved oxygen (Fig. 3b), and an increment in nitrates and phosphates (Fig. 3a). According to the monitoring performed by the EULA Centre over 20 years, most of the main and tributary sections of this basin present a water good quality, with transparent, oxygenated, soft and oligotrophic waters, while its quality reduces in lower sections due to agricultural and industrial activity (Parra *et al.*, 2013). New wastewater treatment plants (WWTP) have contributed to this, and 99.9% of coverage is exceeded in the region by purging about 160 million m³ (SISS, 2012), and by the technology implemented by user industries of the basin (SINIA, 2004). However, the significant increase in nitrate concentrations is probably due to the incorporation of wastewater into the river (Fig. 3c) and the use of fertilizers and pesticides in agriculture, which has increased by about 75% in recent decades (Fig. 3d, SAG 2012). In 2013, pesticide consumption exceeded 1.6 tones, which doubled the values recorded for the year 2000 (INE, 2014). Restoration of the WWTP in the region after the 2010 earthquake and due to the new purification requirements of other localities have led to investments that have come close to US\$56 million, with rising rates associated with purification. Moreover, the self-purification capacity of rivers decreases with the water flows diverted in agriculture. The MOP (1991) recorded 2212 irrigation channels, whereas DGA (2016) estimated 706 water rights granted for irrigation

in the whole basin, including underground and surface sources, with an annual average of 118,131 l s⁻¹, and stated that the actual use of water for agriculture is scarcely inspected and updated.

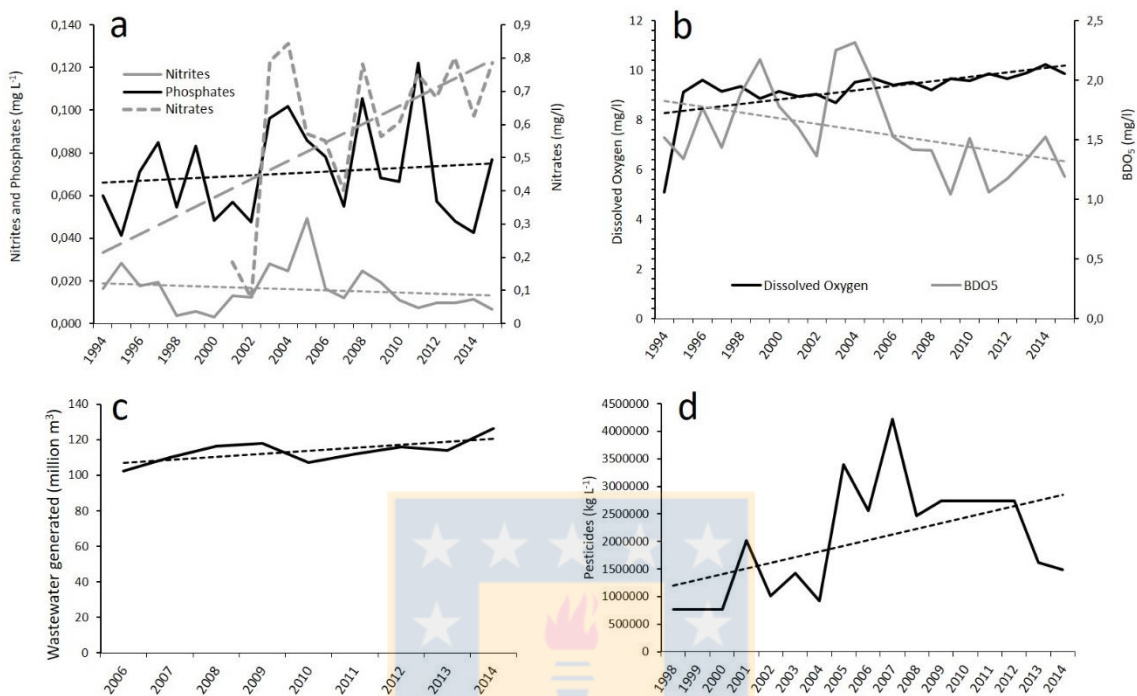


Figure 3. Concentration of the nutrients (nitrites, nitrates and phosphates (a) and dissolved oxygen and BOD₅ (b)) recorded at the sample stations in the Biobío basin. Generation of wastewater (c) and use of pesticides (d).

Relations between the indicators of the regulating services are evident. Diffuse pollution is associated with loss of riparian vegetation, changes in soil use due to silvicultural developments (Fig. 4a) and soil erosion produced by agriculture. CIREN (2010) has indicated that the surface with some degree of erosion reaches 1.18 million ha (31.9% of the total regional surface).

Silviculture also uses pesticides and its coverage extends to the detriment of native forests, which reveals a close relationship with occurrence of forest fires (Díaz *et al.*, In Rev.) and, consequently, with burned surfaces' loss of CO₂ reservoir capacity (Fig. 4b). Although freshwater ecosystems contribute little to carbon absorption, riparian forests are considered carbon sinks on a regional scale (Aufdenkampe *et al.*, 2011). Lack of cadasters and the low conservation status of riparian vegetation mean that it is impossible to obtain specific data on the current status. The recently applied Riverbank Quality Index (RQI) (MMA, 2016) indicates that monitored sections present strong interventions, and poor natural vegetation conservation, which is null or exotic in some sectors and distributed in an isolated manner. In relation to the basin, the calculations made by Díaz *et al.*, (In Rev.) estimate that forest plantations are a carbon reservoir that covers between 90 and 580 t ha⁻¹, depending on cutting age and the exploitation model. Native forests accumulate a greater CO₂ stock over time as species demand is better controlled and their longevity is greater (Mackey *et al.*, 2008). Thus it is interesting to differentiate the importance of native forests and forest plantations in ES provision terms, especially in riparian areas (Little & Lara, 2010), where their loss reduces both the water infiltration capacity and the mitigation of natural hazards. Floods and droughts are recurrent natural phenomena that have a huge social and economic impact. Between 1997 and 2013, 580 people died in the region as a result of storms and/or floods, and 123,000 people were affected (INE, 2014); e.g., the floods of 2006, where the mouth of the flow in the Biobío River reached almost 14,000 m³s⁻¹ (DGA, 2010), and caused 57,733 victims and 21 casualties (Fig. 4c) (ONEMI, 2011).

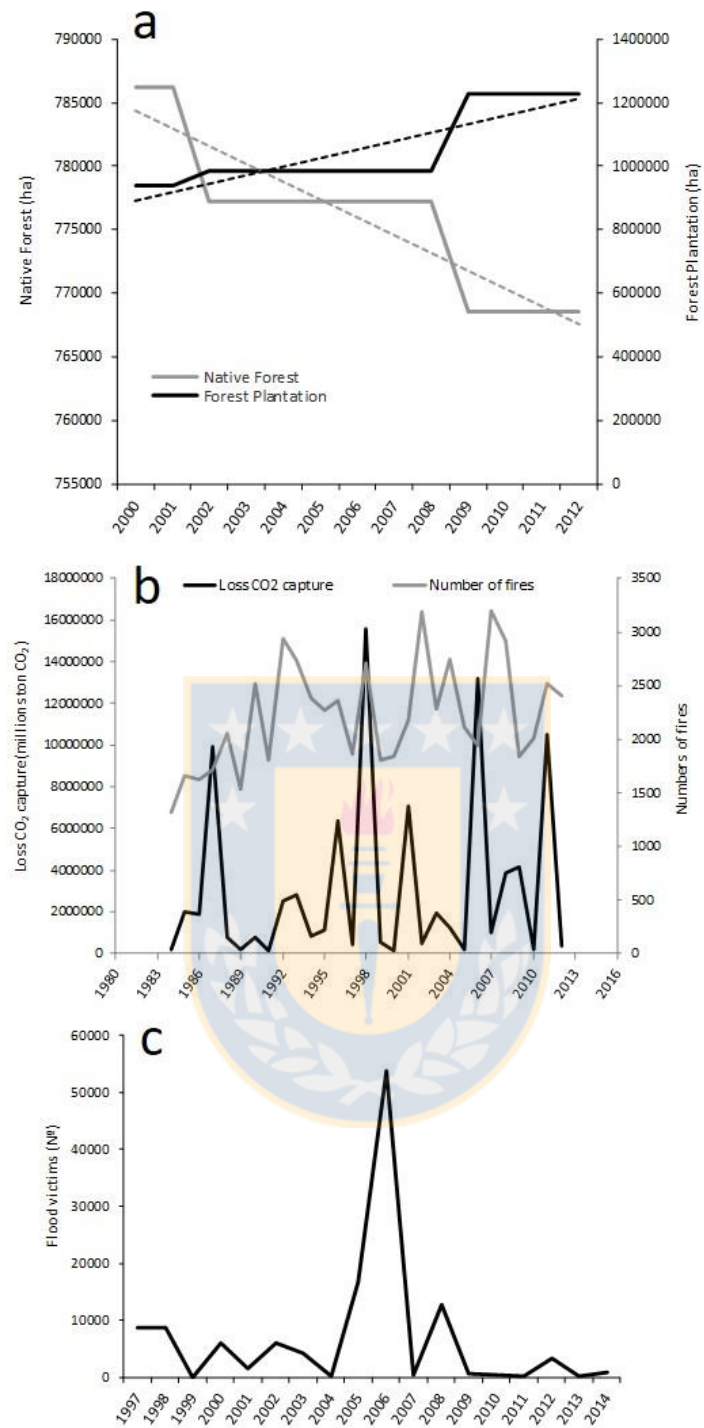


Figure 4. Evolution of native forest and forest plantations in the Biobío basin (a); CO₂ reservoir capacity of forests and their relation to forest fires in the Biobío region (b) and number of flood victims.

3.1.3 Cultural services

In the upper basin part, water resource availability is extremely relevant as it allows various activities to be undertaken (landscape aesthetic values, recreational activities, ancestral and ecotourism), and is expressed as “*high valuation*” for the aesthetic service. Landscapes with water mirrors are increasingly valued and required by urban populations. This implies larger numbers of visits to such places, and coincides with the protected areas in the Biobío Basin (Fig. 1d) (CONAF, 2013). In all, protected areas cover an approximate surface of 195,000 ha which are visited by more than 80,000 people a year, which is an increase of 120% from 1998 to date (INE, 2014) (Fig. 5b). Other activities include sport fishing of exotic species (salmon and trout), authorised in six aquatic systems (SERNAPESCA, 2012), and visits to bathing resorts in summer and centres with hot springs throughout the year.

The ES associated with cultural identity, sense of belonging, and spiritual and religious values in the basin have received a “*high*” and “*medium high*” valuation. The used indicator corresponds to the age/population ratio because a greater knowledge transfer contribution to future generations is recognised by adult populations (CEPAL & AECI, 2007). In this context, special importance is attached to the indigenous communities of upper Biobío, represented by seven communities of Mapuche ethnic communities, whose subsistence depends on ES. These communities are supplied by the sustainable land management worked on the territory (Azócar *et al.*, 2002). The Mapuche worldview relates the order of the world, forms of material, and symbolic expressions through rites and ceremonies. The use of medicinal plants (i.e. *Ruta angustifolia*, *Laurus nobilis* and *Drymis winteri*) has crossed cultural barriers, and is being incorporated into the popular groups to benefit the community.

Increasing numbers of various development projects (mainly urban development) has not only prevented the management of territory regarding its capacity, but to also respect the social and cultural identity of the inhabitants in the basin. One of the most striking effects is the disordered growth of riverside cities. In 1939, the creation of CORFO (Corporación de Fomento de la

Producción) to promote industrial development in the metropolitan area has been associated with a displacement of rural populations to cities. This migration has settled in natural spaces (on the Biobío River banks), and has generated spontaneous non-articulated districts with no public services, and has led to loss of landscape and a low aesthetic value of the area. Only some projects that date back to the 1990s have attempted to recover river banks for the city, but not their ecological functionality. In the middle basin area, the forest industry (cellulose) uses land near banks as a resource and the channels as effluent receivers. In the upper part, hydroelectric development has led to local rural communities resettling and urban populations migrating to small villages. The application of mitigation measures due to impacts has ignored local traditions, while difficulties to access new elements, such as using technified agriculture, access to credits, etc., has increased. Hence the sharp fall in the rural population in the Biobío Region (Fig. 5a) is one of the main reasons why the cultural services related to local ecological knowledge, a sense of belonging and spiritual and religious values have declined.

Regarding scientific knowledge, the Biobío River basin is a rare example in Chile given the significant increase in the number of water-related scientific projects from 1990 to date (average of seven projects/year and 36 doctoral theses; CONICYT, 2015) (Fig. 5c). In the *SCOPUS* database, 322 documents are related. In contrast, the environmental education services in both Spain and Chile have been rated as “*medium-low*”. Some education projects are promotion and are funded by public and private organisations (i.e. universities, CONICYT, EXPLORA, FONDECYT, FONDEF; CONAF, etc.), although the population’s awareness of environmental issues, as well as short-term views of these topics, are lacking. Education projects in the Biobío river basin are few and far between, and are associated with programmes to disseminate the research conducted in the basin.

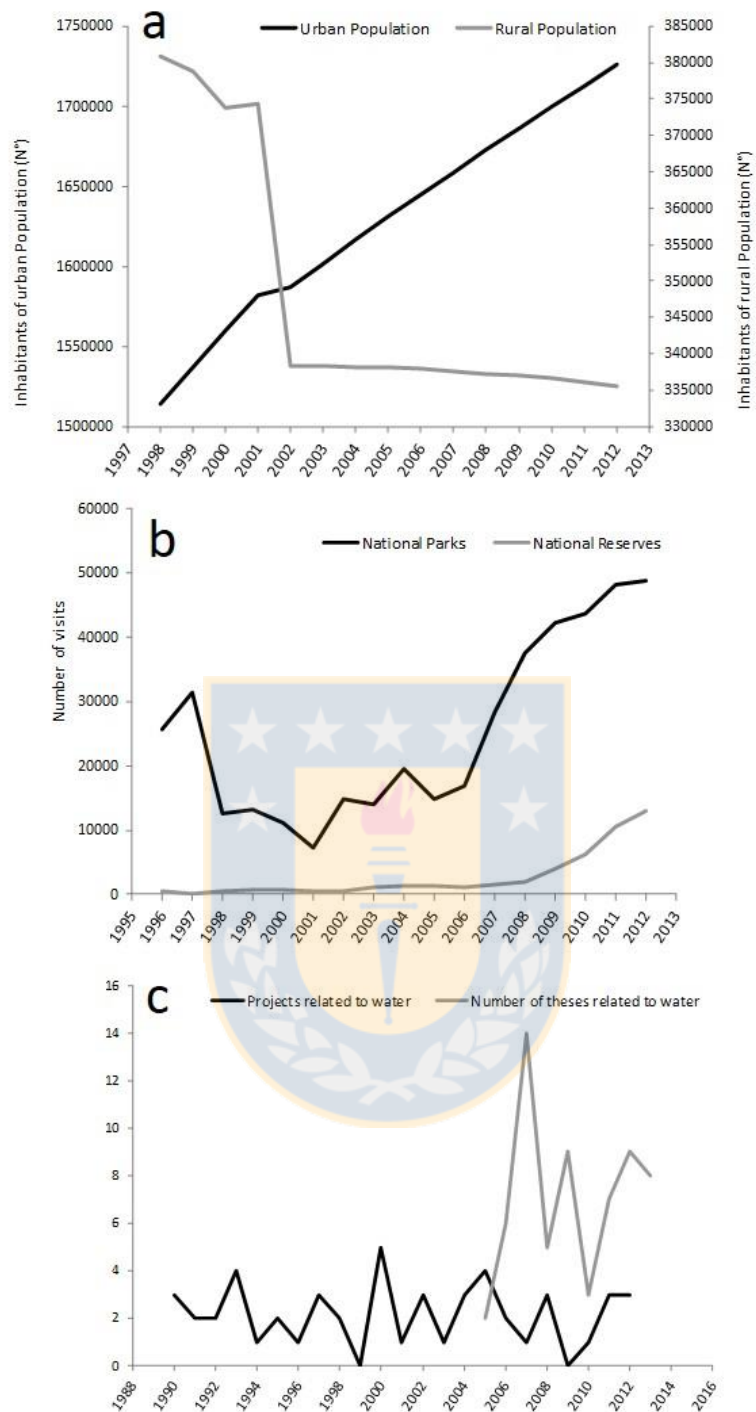


Figure 5. Evolution of the urban and rural population (a): registration of visitors to the National Parks and Natural Reserves in the Biobío Basin (b) and generation of knowledge on the water resources and aquatic ecosystems of the Biobío River basin (c).

3.2 Biodiversity as a support for ecosystem services

Biodiversity is the key element in the generation of ES (Naiman & Dudgeon, 2011; Cardinale et al., 2012). In Chile, biodiversity has a global conservation priority (Myers *et al.*, 2000; Glover & Earl, 2004; Mittermeier *et al.*, 2004) due to the high endemism that makes it unique worldwide, especially in the Biobío Region (Figueroa *et al.*, 2013).

Regarding freshwater fauna, currently 18 species of native fish (most are in vulnerable and endangered species) and four introduced species have been recognized (Campos *et al.*, 1993a, b; 1998; Ruiz *et al.*, 1993; Ruiz & Berra, 1994; Vila & Habit, 2015). The level of knowledge about aquatic invertebrates is poor, although 116 taxa have been described (MMA, 2016), among which Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera and Coleoptera are the dominant orders. This information complements that described by Arenas (1995). In the lower river part, without considering anthropic factors, the substrate (mobile sands) is limited to classify this community, and houses some of the Nereidae and crustaceans described by Bertrán *et al.*, (2000). Among the aquatic flora, 252 taxa of phytoplankton and phytobentos have been identified, where *Bacillariophyceae* is the group with the greatest specific richness, followed by *Chlorophyceae*; *Cyanophyceae*, *Cryptophyceae*, *Euglenophyceae* *Chrysophyceae* and *Xanthophyceae*.

3.3 Direct drivers of change

Direct drivers (DD) are those forces that generate changes in the availability of the ES that contribute to human well-being. MA (2005) identifies five DD (change in land use, overexploitation, invasive species, pollution and climate change) that act synergistically on various services by intensifying the direction of change (MA, 2005). Table 4 shows the impact and intensity generated by DD on the ES provided by the Biobío River basin, compared to those produced in Spanish and UK aquatic ecosystems. Change in land use is a major driver of change, with a growing trend categorised as very high that affects most of the ES identified in the basin. The processes involved are related to increasing

urban areas (43% between 2000 and 2010; INE, 2010) (Mardones & Vidal, 2001; Vidal & Romero, 2010), areas destined to agriculture (1,760,000 ha; INE, 1997) and continuous forestry development.

As in Spain and the UK, the second most important DD is overexploitation of raw materials. In the Biobío River basin, this has been evaluated through the right to exploit groundwater, whose availability between 1999 and 2012 has decreased from 4,000 to 500 l/s (DGA, 2012b), which means significant consequences for river dynamics (Arumí *et al.*, 2012).

The introduction of invasive species has a moderately growing impact on the basin, which is contextualised with the country's reality, where this issue is of priority interest. In 2014, 128 invasive species with a potential biodiversity risk in Chile were identified. No thorough knowledge exists about introduced species, although some studies indicate the introduction of salmonids (e.g. Arenas, 1978; Habit & Rosenberg, 2004), but ignore the actual effect on native ichthyofauna. In the last few years, presence of the unicellular alga *Didymosphenia geminata* has been detected (Leone *et al.*, 2014) in some sectors of the main river course (Alto Biobío) and in some of the main tributaries, whose effects are currently being evaluated (Rivera *et al.*, 2013).

Table 4: Impact of direct drivers on the ecosystem services provided by the Biobío River and riparian areas, and a summary of the relative importance and trends on the impact of direct drivers on Spanish rivers and riparian areas, and on UK aquatic ecosystems. (CC: Climate Change, CO: Pollution, CU: Land Use Change, EI: Invasive species, SO: Overexploitation).

Ecosystem service		Direct drivers of change				
		CU	SO	EI	CO	CC
Provisioning						
Food	Capture fisheries	✓	✓	✓	✓	
	Aquaculture			✓	✓	
Freshwater		✓	✓		✓	✓
Raw materials	Gravel/Sand	✓	✓			
Renewable energy	Hydraulic energy	✓			✓	
Genetic resources		✓	✓	✓	✓	✓
Regulation						
Climate regulation	Air quality	✓				✓
Water regulation	Water regulation	✓	✓			✓
Water quality	Water quality	✓	✓		✓	
Regulation of disturbances		✓				✓
Morphosedimentary regulation		✓	✓		✓	
Cultural						
Landscape Aesthetic values		✓			✓	
Cultural identity		✓	✓	✓	✓	
Scientific knowledge		✓	✓	✓	✓	✓
Spiritual and religious values		✓	✓		✓	
Environmental education		✓	✓	✓	✓	
Ecological knowledge		✓	✓	✓	✓	
Recreation and ecotourism		✓			✓	
GLOBAL TRENDS		CU	SO	EI	CO	CC
Biobío River		↑	↗	↗	↔	↗
Rivers and		↑	↗	↑	↔	↗
Floodplains		↑	↗	↑	↔	↗
Spanish		↔	↗	↗	↘	↗
Aquatic		↔	↗	↗	↘	↗
Ecosystem UK		↔	↗	↗	↘	↗

INTENSITY OF DIRECT DRIVER

 : Very high
 : High
 : Moderate
 : Low

TREND IN THE IMPACT OF DIRECT DRIVER

↑ : Very rapid increase of the impact
 ↗ : Increasing impact
 ↔ : Continuing impact
 ↘ : Decreasing impact
 ↓ : Very rapid decrease of the impact

Pollution is the fourth DD of change in importance, although its impact varies within and between ES. As in Spain and the UK, the main problems come from diffuse pollution due to the insecticides and fertilizers used in agriculture and forestry, which affect both surface and emerging waters. Information to assess the state of the emerging pollutants (pharmaceuticals and hormones) detected in aquatic ecosystems (Saavedra, 2015) and in drinking water distribution systems that are not eliminated by treatment plants is insufficient, and may pose a risk to human health (Henríquez, 2012).

Finally, climate change has been identified among the DD with a moderate growing interest (Table 4). In Chile climate change is expected to have a significant effect on the diversity of landscapes. Reduced water availability and advancing drylands will produce the transfer of crops from central areas and forest coverage will decrease (Bates *et al.*, 2008; IPCC, 2014). In the mountainous area of the Biobío Region the greatest changes expected (Stehr *et al.*, 2010), which will affect agriculture, hydroelectric generation and the population's well-being. However, studies are being carried out to adapt to these new conditions (ME, 2015).

4. DISCUSSION

Watersheds are a natural capital that generates a diverse flow of ecosystem services, where water is the structuring element of the landscape (Keys *et al.*, 2012; Hernández and Gerald, 2015), and stimulates the flows generated by ES to society (Falkenmark, 2003; Mount and Bielak, 2011). In Chile, water availability is increasingly scarce due mostly to globalisation phenomena and market models that are supported on exploiting raw materials that are dependent on water resources. These models contrast with the perception and appreciation by different actors. On the one hand, the Chilean Water Code (DFL 1122) considers resources to be a tradable good where the market decides how and when to use them. On the other hand, there is the view of indigenous communities and society, who extract products from natural systems, like food, medicinal herbs, utensils and all elements of subsistence, to which a spiritual value of deep gratitude is provided (Grünewald *et al.*, 2009; Quilodrán and

Torres, 2009; Correa-Araneda et al., 2011). This constitutes a basic model of sustainability and connectivity.

In the Biobío River basin, freshwater is a discordant element when analysing provisioning services. Although its priority use is human supply (OHCHR, 2000), it only represents 4% of the total, despite the continuous population increases (13.2% in the last decade). On the contrary, agricultural (85%) and industrial (11%) uses continue to increase (Fig. 2a). In fact, when traditional water sources are scarce, not only the rural population's needs become subsidised, but also industrial demand.

River pollution can be controlled by good practices, such as the conservation of flood plains and associated riparian vegetation (Cummins, 1974; 2002; Gergel et al., 2002; Baudry and Thenail, 2003; Ríos and Bailey, 2006), which contributes to retain sediments, contaminants and nutrients from adjacent areas. However, the extraordinary development of forest plantations in the Biobío River basin, besides using large amounts of water and contributing to the diffuse pollution problem, has affected the rural communities who live on local natural resources, and has brought marginalisation, poverty and migration to cities (Montalba-Navarro and Castro 2003, Montalba-Navarro, 2004).

Cultural services associated with the identity and traditions of indigenous populations have also had to face major projects, whose results have been their evident deterioration in areas with deep ancestral traditions. Resettlements and incorporation of urbanism as a modernisation concept, together with poor land management; have also contributed to a significant loss of recreational activities. The annual report issued by the Chilean Ministry of Environment (MMA, 2015) indicates that of all protected areas in Chile, only 2.3% are located in the Biobío Region, and state the lack of interest in maintaining regulating and cultural services against the empowerment of provisioning services. The Biobío River basin generates almost 40% of national energy and part of the water accumulated for this purpose is in a national reserve. About 27% of the basin corresponds to forest plantations and 17.6% to agricultural activities (INE,

2007). This also explains the deterioration of provisioning services (Table 3), ecosystem functions (regulating services) and cultural services (Table 3).

The comparison of the trends of the indicators used in Chile and Europe (Pereira et al., 2009, UK-NEA 2011, EME 2011) for the assessment of ecosystem services, show that, regardless of the policies adopted and their stages of development, the consequences of conventional export models based on technology and globalization have generated negative impacts on the ecological values of ecosystems, with a consequent deterioration in the provision of ES. An example of this is the coincident deterioration in all the revised assessments of some services such as food, fresh water provision, genetic resources and morphosedimentary regulation, among others. This highlights the need to promote activities compatible with the functioning of ecosystems and their biodiversity especially in relation to water resources, by promoting institutional incentives for cooperation (objectives, indicators) and making a correct economic regulation that diminishes the discrepancies between the political and hydrological needs of the countries, and then reducing the commodification of resources in favor of human wellbeing (OECD 2011).

The Biobío River basin has historically been a source of resources and human settlements, and has been adjusted to an inequity model where land management focuses on providing one provisioning service or a few (agriculture, hydroelectric, forestry). The fact that water is privileged for agricultural-forestry and hydropower purposes goes against regional development. The main consequence of this process is the conversion of multifunctional territories in homogeneous systems. This implies a short-term economic benefit, but loss of human well-being in the long term due to biodiversity degradation, a reduction in the varied flow of services, and loss of cultural values associated with rural communities.

Accordingly, it should be considered that natural systems are dynamic and unpredictable. Therefore, proper management should take into account environmental variability instead of seeking stability and predictability (WWAP, 2012). However, Chilean land management policies only incorporate mitigation

and compensation aspects that are belatedly translated into economic terms and ecological functionality is replaced with productivity. Wrong models visualise regulating services by channelling rivers, and building reservoirs and dams, all to the detriment of naturalness as a key element of the sustainability and resilience of ecosystems. There are wide gaps in public investment issues that address the quality and quantity of river waters, as well as the importance of conserving riparian areas as buffer areas and habitats for species (Romero et al., 2014). These problems can be exacerbated in climate change scenarios that anticipate increasing uncertainty in the linearity of changes, where the environmental and social consequences of current management models are not known (Rojas, 2013). New models should provide an intrinsic value to each sector of the basin by retaking the conception of rivers as structuring elements of the landscape, a task that has been recognised for centuries by some civilisations that have undertaken their activities around this resource (Capella, 2009). Knowledge generated in local populations should not be underestimated, which is managed sustainably and thus contributes a cultural value. Knowledge and use of ES as planning instruments maximise the provision of ES in each area of interest by identifying and analysing the biogeophysical conditions of each sector of the basin (e.g. type of ecosystem, presence of species, keys, management interventions, location of human communities, climate and topography, and surrounding synergistic effects). This approach, which does not necessarily go against economic interests, would avoid natural resources from being overexploited by maintaining the necessary connectivity to generate and maintain ES within the basin's natural limits. The current water management model in Chile lies in the Water Act (1981), which only administers rights of use, and ignores the true needs that guarantee human consumption and sanitation, ecosystem preservation and the same productive functions.

Research is basic, as is the orderly provision of historic information to quantify ES. In this respect, the Biobío River basin constitutes one of the most studied systems in the country (since the 1990s) thanks to the undertaking of the EULA project. However, available information is still scarce and fragmented, and is ignored in management terms.

The motivation of studies like the present one lies in synthesising and evidencing the need to generate quality information to help evaluate the benefits of natural resource conservation based on the identification of DD of change and their indicators, and on accepting social equity as a paradigm of sustainability which, with a scientific basis, promotes a change in behaviour towards the resolution and direction of public policies.

ACKNOWLEDGMENTS

This study has been subsidised by the FONDAP: CRHIAM 1513001 and CONICYT Doctoral Scholarship. The authors thank Manuel Beltrán and Alex Henríquez for their collaboration in diagramming the figures. Special thanks go to Helen Warburton for helping with the English.



REFERENCES

- Arenas J (1995) Composición y Distribución del macrozoobentos del curso principal del río Biobío, Chile. *Medio Ambiente* 12 (2), 39-50.
- Arumí JL, Rivera D, Muñoz E, Billib M (2012) Interacciones entre el agua superficial y subterránea en la región del Bío Bío de Chile. *Obras y proyectos*, (12), 4-13.
- Aufdenkampe AK, Mayorga E, Raymond PA, Melack JM, Doney SC, Alin SR, Aalto RE, Yoo K (2011) Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Front. Ecol. Environ.* 9 (1), 53–60. <https://doi.org/10.1890/100014>
- Azócar G, Sanhueza R, Aguayo M, Valdés C (2002) Propiedad y ordenamiento territorial en áreas de desarrollo indígena: el caso del Alto Biobío. Capítulo VI / Ordenamiento Sustentable del territorio regional. *Revista Ambiente y Desarrollo*, Vol XVIII / Nº 2-3-4.
- Bertrán C, Arenas J, Parra O (2000) Macrofauna del curso inferior y estuario del río Biobío (Chile): cambios asociados a variabilidad estacional del caudal hídrico. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73, 541-550. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2001000200010>
- Campos H, Dazarola G, Dyer B, Fuentes L, Gavilán JF, Huaquín L, Martínez G, Meléndez R, Pequeño G, Ponce F, Ruiz VH, Siefeld W, Soto D, Vega R, Vila I (1998) Categorías de Conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat.* 47,101-122.
- Capella H (2009) Por los caminos de la identidad y del desarrollo regional. *Atenea* 500, 75-79. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-04622009000200006>
- Cardinale BJ, Duffy JE, González A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11148>

- CIREN (2010) Centro de Información de Recursos Naturales. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Región del Biobío. Ministerio de Agricultura. http://www.unesco.org.uy/ci/fileadmin/templates/conaphi.cl/documentos/XV_Jornadas/Proyecto_Erosio_Nacional_CIREN.pdf. (accessed 17.05.20).
- CR2 (2015) Centro de Investigación del Clima y la Resiliencia. Informe a la Nación: La megasequía 2010 2015: Una lección para el futuro. Proyecto FONDAP de CONICYT (Proyecto 15110009). Universidad de Chile, la Universidad de Concepción y la Universidad Austral de Chile. <http://www.forestal.uach.cl/manejador/resources/2015informe-a-la-nacinla-megasequia-2010-2015unaleccion-para-el-futuro-1.pdf>. (accessed 17.05.20).
- CONICYT (2015) Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología. Estadísticas por programa. Ministerio de Educación. <http://www.conicyt.cl/documentos-y-estadisticas/estadisticas/estadisticas-por-programas/>. (accessed 17.05.20).
- CONAF (2013) Corporación Nacional Forestal. <http://www.conaf.cl/parques-nacionales/>. (accessed 17.05.20).
- Correa-Araneda F, Urrutia J, Figueroa R (2011) Estado del conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 84 (3), 325 340. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000300002>
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, Oneill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260.
- Cummins KW (2002) Riparian-stream linkage paradigm. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 28, 49 58.
- De Juan S, Gelcich S, Ospina-Álvarez A, Pérez-Matus A, Fernández M (2015) Applying an ecosystem service approach to unravel links between ecosystems and society in the coast of central Chile. Sci. Total Environ. 533, 122-132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.094>

- Delgado LE, Sepúlveda MB, Marín VH (2013) Provision of ecosystem services by the Aysén watershed, Chilean Patagonia, to rural households. *Ecosyst. Serv.* 5, 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.008>
- Della-Croce N, Valdovinos C (1994) Caracterización ambiental del área marina costera bajo la influencia de la cuenca hidrográfica del río Biobío, Chile central (1989-1992), in: Della-Croce, N. (Ed.), *El río Biobío y el área marina adyacente*. Universidad de Génova, Italia, pp. 85-163.
- DGA (2010) Dirección General de Aguas. Ley 20.304 “Sobre Operación de embalses frente a alertas de emergencias de crecidas y otras medidas que indica”. Definición de Embalse Ralco como Embalse de Control. Realizado por División de Estudios y Planificación. <http://documentos.dga.cl/EMB5224.pdf>. (accessed 17.05.20).
- DGA (2012a) Dirección General de Aguas. Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas. Boletín N° 407. Marzo de 2012.
- DGA (2012b) Dirección General de Aguas. Estudio Hidrogeológico Cuenca Biobío. Tomo I Informe Final y Planos Aquaterra Ingenieros Limitada. 161 pp.
- DGA (2016) Dirección General de Aguas. Derechos de aguas. <http://www.dga.cl/sitioDerechos/Paginas/default.aspx>. (accessed 17.05.20).
- EME (2011) Evaluación de los ecosistemas del Milenio de España. La evaluación de los ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. <http://www.ecomilenio.es/informe-sintesis-eme/2321>. (accessed 17.05.20).
- Energía abierta (2015) Comisión Nacional de Energía. <http://energiaabierta.cne.cl/>. (accessed 17.05.20).
- EPAB (2008) Estrategia y Plan de acción para la región del Biobío. Comisión Nacional de Medio Ambiente. AMENAZAS Basado en "A Biodiversity Vision for the Valdivian Temperate Forest Ecoregion of Chile and Argentina" (WWF 2002). <http://www.sinia.cl/1292/articles>

- Falkenmark M (2003) Freshwater as shared between society and ecosystems: from divided approaches to integrated challenges. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B Biol. Sc.* 358, 2037-2049. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1386>
- Figueroa R, Bonada N, Guevara M, Pedreros P, Correa-Araneda F, Díaz ME, Ruiz VH (2013) Freshwater biodiversity and conservation in Mediterranean climate streams of Chile. *Hydrobiologia* 719, 269-289. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-013-1685-4>
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Glover L, Earl S (2004) *Defying ocean's end: An agenda for action*. Island Press, Washington, USA.
- González Parra C, Simon J, Villegas K (2009) Identidad étnica y la reproducción cultural-social: Un juego dialéctico en el caso de la comunidad indígena mapuche Lafkenche Trauco Pitra Cui Cui, Chile. *Contracorriente* 6(3), 61-89.
- Grantham T, Figueroa R, Prat N (2013) Water management in Mediterranean river basins: a comparison of management frameworks, physical impacts, and ecological responses *Hydrobiologia* 719, 451–82. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1289-4>
- Habit E, Rosenberger A (2004) Introduced species in Chile's freshwaters-the need for research. *Newsletter of the Introduced Fish Section American Fisheries Society* 21(1):3-4.
- Harrison PA, Vandewalle M, Sykes MT, Berry PM, Bugter R, de Bello F, ... & Jongman RH (2010) Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2791-2821. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9789-x>
- Henríquez D (2012) Presencia de contaminantes emergentes en aguas y su impacto en el ecosistema. Estudio de caso: Productos farmacéuticos en la Cuenca del río Biobío, Región del Biobío, Chile. Tesis para optar al

- grado de Magister en Ciencias de la Ingeniería Mención Recursos y Medio Ambiente Hídrico. Universidad de Concepción. Chile.
- Hernández J, Gérald A (2015) Antropoceno y Hábitat: Un survey para la discusión ante la capitalización de la naturaleza. *Memorias Congreso Internacional de Investigación Científica Multidisciplinaria*. Instituto Tecnológico de Monterrey, México.
- INE (1997) Instituto Nacional de Estadística. VI Censo Nacional Agropecuario y Forestal. http://www.fao.org/fileadmin/templates/ess/ess_test_folder/World_Census_Agriculture/Country_info_2000Reports_2/CHILE_ESP_REP_1997.pdf. (accessed 17.05.20).
- INE (2007) Instituto Nacional de Estadística. VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal. <http://www.censoagropecuario.cl/index2.html>. (accessed 17.05.20).
- INE (2010) Instituto Nacional de Estadística. Informe Anual 2010. http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/compendio_estadistico/compendio_estadistico2010.php. (accessed 17.05.20).
- INE (2012) Instituto Nacional de Estadísticas. Compendio Estadístico Año 2012. http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/compendio_estadistico/compendio_estadistico2012.php. accessed 17.05.20).
- INE (2014) Instituto Nacional de Estadística. Informe Anual 2014. http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/2014/informe-medio_ambiente2014.pdf. (accessed 17.05.20).
- INE (2016) Instituto Nacional de Estadística. Informe Anual 2016. http://www.ine.cl/docs/default-source/publicaciones/2016/medio_ambiente_2016.pdf?sfvrsn=6. (accessed 17.05.20).
- IPCC (2014) Intergovernmental panel on Climate Change. Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza.

https://www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar5/wg2/ar5_wgll_spm_es.pdf.

(accessed 17.05.20).

- Leniz B, Vargas C, Ahumada R (2012) Characterization and comparison of microphytoplankton biomass in the lower reaches of the Biobío River and the adjacent coastal area off Central Chile during autumn winter conditions. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 40 (4), 847-857
<http://dx.doi.org/103856/vol40-issue4fulltext-3>
- Leone B, Cerda J, Sala S, Reid B (2014) Mink (*Neovison vison*) as a natural vector in the dispersal of the diatom *Didymosphenia geminata*. *Diatom Res.* 29(3), 259-266. <http://dx.doi.org/10.1080/0269249X.2014.890957>
- Little C, Lara A (2010) Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque* 31(3), 175-178. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002010000300001>
- Mackey B, Keith H, Berry S, Lindenmayer D (2008) Green carbon: the role of natural forests in carbon storage. Part 1, A green carbon account of Australia's South- Eastern Eucalypt Forest and Policy Implications. Published by ANU E. Press. The Australian National University.
- Mardones M, Vidal C (2001) La zonificación y evaluación de los riesgos naturales de tipo geomorfológico: un instrumento para la planificación urbana en la ciudad de Concepción. *EURE* 27 (81), 97-122. <http://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612001008100006>
- MEA (2005) Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- MMA (2014a) Ministerio de Medio Ambiente. Análisis General del Impacto Económico y Social de las Normas Secundarias de calidad ambiental para la protección de la cuenca del río Biobío. Departamento de Economía Ambiental.
http://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2015/proyectos/Folio_11131136_AGIES_NSCA_Biobio.pdf (accessed 17.02.18).
- MMA (2014b) Ministerio de Medio Ambiente. Quinto Informe nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la diversidad Biológica (CBD). Ministerio del medio Ambiente, Santiago, Chile.

- http://portal.mma.gob.cl/wpcontent/uploads/2015/01/Libro_Convenio_sobre_diversidad_Biologica.pdf. (accessed 17.05.20).
- MMA (2015) Ministerio de Medio Ambiente. Las áreas protegidas de Chile. http://bdrnap.mma.gob.cl/recursos/privados/Recursos/CNAP/Consultoria/2015_LasAPs_2ed.pdf(accessed 17.02.18).
- MMA (2016) Ministerio de Medio Ambiente. [Monitoreo para la vigilancia de la norma secundaria de calidad de aguas de la cuenca del río Biobío. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile.](#)
- ME (2015) Ministerio de Energía. Energía 2050. Política Energética de Chile. http://www.energia.gob.cl/sites/default/files/energia_2050_-_politica_energetica_de_chile.pdf. (accessed 17.05.20).
- Mittermeier CG, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots, in: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Priority Conservation Areas. Springer-Verlag, Berlin, pp. 3–22.
- Montalba-Navarro R (2004) Transformación de los agroecosistemas y degradación de los recursos naturales en el territorio mapuche: una aproximación histórico-ecológica. Cultura, Hombre y Sociedad (CUHSO) 8(1), 19-39. <http://dx.doi.org/10.7770/cuhso-V8N1-art201>
- MOP (1987) Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Aguas. *Balance Hídrico de Chile*. <http://sad.dga.cl/ipac20/ipac.jsp?session=1349N4543565L.131053&profile=cirh&uri=link=3100006~!127~!3100001~!3100002&aspect=subtab13&menu=search&ri=1&source=~!biblioteca&term=Balance+%C3%ADdrico+de+Chile+%2F&index=ALTITLE> (accessed 17.05.20).
- MOP (1991) Ministerio de Obras Públicas. Estudio de síntesis de catastros de usuarios de agua e infraestructura de aprovechamiento. Ricardo Edwards G. Ingenieros Ltda. Departamento de Estudios SIT N°6. <http://documentos.dga.cl/INF313.pdf>. (accessed 17.05.20).
- MOP (2004) Ministerio de Obras Públicas. *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad*. Dirección General de Aguas. <http://www.sinia.cl/1292/w3-article-31018.html>. (accessed 17.05.20).

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca G, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- OECD (2011) Towards Green Growth. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris <http://dx.doi.org/10.1787/9789264111318-en>
- OHCHR (2000) Office of the High Commissioner for Human Rights. El Derecho al agua. Folleto Informativo N°35.
<http://www.ohchr.org/Documents/Publications/FactSheet35sp.pdf>.
(accessed 17.05.20).
- ONEMI (2011) Oficina Nacional de Emergencia. Análisis de impactos por Sistemas Frontales de magnitud. Santiago de Chile.
<http://repositoriodigitalonemi.cl/web/handle/2012/105>. (accessed 17.05.20).
- Ottone E, Sojo A (2007) Cohesión Social: inclusión y sentido de pertenencia en América Latina y el Caribe. Santiago de Chile. CEPAL.
file:///C:/Users/Mar%C3%ADDaRosario/Downloads/cohesion_socialAL_CEPAL.pdf
- Parra O, Faranda F (1993) Evaluación de la calidad del agua y ecología del sistema limnético y fluvial del río Biobío. Universidad de Concepción. Chile.
- Parra O, Figueroa R, Valdovinos C, Habit E, Díaz ME (2013) Programa de monitoreo de la calidad del agua del sistema Río Biobío 1994-2012: Aplicación del Anteproyecto de Norma Secundaria de la Calidad Ambiental (NSCA) del río Biobío. Editorial Universidad de Concepción, Chile.
- Peterson BJ, Wollheim WW, Mulholland PJ, Webster JR, Meyer JL, Tank JL, Martí E, Bowden WB, Valett HM, Hershey AE, McDowell WH, Dodds WK, Hamilton SK, Gregory S, Morrall DD (2001) Controls of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292, 86–90.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1056874>

- Pereira HM, Domingos T, Vicente L, Proenca V (2009) Ecosistemas e Bem-estar Humano. Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment. Escolar Editora, Lisboa.
- Quilodrán O, Torres R (2009) Consideraciones sobre gobernanza y gestión del agua en la región y cuenca del Biobío, Chile, in: Jacobi, P.R., de Almeida Sinisgalli, P. (Eds.), Gobernanza del agua en Latinoamérica y Europa: Actores sociales, conflictos e territorialidad. Volumen III. Annablume Editorial.
- Ríos SL, Bailey RC (2006) Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553, 153-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-0868-z>
- Rivera P, Basualto S, Cruces F (2013) Acerca de la diatomea *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: su morfología y distribución en Chile. *Gayana. Botánica* 70(1), 154-158. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432013000100015>
- Romero F, Cozano M, Gangas R, Naulin PI (2014) Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque* 35(1), 3-12. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Rojas J (2013) Impactos Sociales y Ambientales del Cambio Climático Global en la Región del Bío Bío. Desafíos para la Sostenibilidad del Siglo XXI, Libro con Resultados del proyecto de investigación ANILLOS SOC 28 CONICYT, Editorial Universidad de Concepción, Chile.
- Saavedra MF (2015) Evaluación de los efectos de efluentes de plantas tratamiento de aguas servidas sobre *Oncorhynchus mykiss* mediante el uso de experimentos de laboratorio y terreno en la cuenca del río Biobío. PhD. Universidad de Concepción, Chile.
- Sabater F, Martí E (2000) Towards a holistic view of nutrient dynamics in fluvial ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 3111-3116.
- Santos-Martín F, Montes C, Alcorlo P, García-Tiscar S, González B, Vidal-Abarca MR, Suárez ML, Royo L, Ferriz I, Barragán J, Chica JA, López C, Benayas J (2015) La aproximación de los servicios de los ecosistemas aplicada a la gestión pesquera. Fondo Europeo de Pesca, Fundación

Biodiversidad del Ministerio de Medio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

- SAG (2012) Servicio Agrícola y Ganadero. Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile Ministerio de Agricultura. http://www.sag.cl/sites/default/files/declaracion_de_venta_de_plaguicidas_ano_2012.pdf. (accessed 17.05.20).
- SEA (2015) Servicio de Evaluación Ambiental. Gobierno de Chile. http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?nombre=extraccion+de+aridos&presentacionAMBOS®iones=8&paginador_refresh=1&paginador_fila_actual=1. (accessed 17.05.20).
- SERNAPESCA (2012) Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. Guía de Pesca Recreativa, Región del Biobío. http://www.sernapesca.cl/presentaciones/VIII_Region/Guia_de_Pesca_Recreativa_Region_del_BioBio_201307122.pdf. (accessed 17.05.20).
- SERNAPESCA (2016) Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. Anuario estadístico de Pesca. Ministerio de Economía, fomento y turismo. Gobierno de Chile. http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_content&view=article&id=1806:anuario-estadistico-depesca-2016. (accessed 17.05.20).
- SINIA (2004) Sistema nacional de Información Ambiental. Diagnóstico y Clasificación de Los Cursos y Cuerpos de Agua según Objetivos de Calidad, Cuencas de los Ríos: Aconcagua, Maipo, Rapel, Mataquito, Maule, Itata, Andalién, Bío-Bío, Paicaví, Imperial, Toltén, Valdivia, Bueno, Maullín, Cisnes, Aysén, Las Minas, Serrano y Side, CADE-IDEPE. <http://documentos.dga.cl/CQA4432v1.pdf>. (accessed 17.05.20).
- SISS (2012) Superintendencia de Servicios Sanitarios. Informe de gestión del sector sanitario, Gobierno de Chile. <http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html>. (accessed 17.05.20).
- SISS (2014) Superintendencia de Servicios Sanitarios. Informe de Gestión del sector sanitario. Gobierno de Chile. <http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html>. (accessed 17.05.20).

- Stehr A, Aguayo M, Link O, Parra O, Romero F, Alcayaga H (2010) Modelling the hydrologic response of a mesoscale Andean watershed to changes in land use patterns for environmental planning. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 1963–1977. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-14-1963-2010>
- UK-NEA (2011) National Ecosystem Assessment. The UK national ecosystem assessment: synthesis of the key findings. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Valdovinos C, Parra O (2006) La cuenca del río Biobío: Historia Natural de un ecosistema de uso múltiple. Publicaciones Centro-Eula. <http://www.eula.cl/images/stories/documentos/3.pdf>. (accessed 17.05.20).
- Valdés-Pineda R, Pizarro R, García-Chevesich P, Valdés JB, Olivares C, Vera M, Balocchi F, Pérez F, Vallejos C, Fuentes R, Abarza A, Helwig B (2014) Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *J. Hydrol.* 519, 2538–2567. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.016>
- Vargas J (2000) Caracterización de la calidad del Agua del Río Biobío, entre las confluencias de los Ríos Vergara y Laja y Antecedentes para su Modelación Matemática, PhD. Universidad de Concepción, Chile.
- Vila I, Habit E (2015) Current situation of the fish fauna in the Mediterranean region of Andean river systems in Chile. *FISHMED Fishes in Mediterranean Environments*, a002, 1–19. http://www.sibic.org/wpcontent/uploads/2015/12/2015.002_Vila-Habit.pdf. (Accessed 17.05.20).
- Vidal-Abarca MR, Suárez ML (2013) Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? *Biodivers. Conser.* 22, 2469–2503. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0532-2>
- Vidal-Abarca MR, Suárez ML, Santos-Martín F, Martín-López B, Benayas J, Montes C (2014) Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: an ecosystem services approach. *Ecol. Complex.* 20, 1–10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.07.002>

Ward JV, Wiens JA (2001) Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 1, 25–36.

WWAP (2012) World Water Assessment Programme. The United Nations world water development Report 4: managing water under uncertainty and risk. UNESCO, Paris.



APPENDIX

PROVISIONING SERVICES

SUBTYPE	CATEGORY	INDICATOR	SOURCE	YEARS	UNITS
Foods	Capture fisheries	Harvesting of fish, shellfish and algae by artisanal fishing	SERNAPESCA, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2 , INE, 2009; FEREPa, 2015	2013-1998	tonne
	Aquaculture	People employed in agriculture, hunting and fishing	Instituto Nacional de Estadística, http://www.inebiobio.cl/	2011-1996	thousands of people
		Harvesting of fish, shellfish and algae by aquaculture	Servicio Nacional de Pesca, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2	2013-2000	tonne
		Number of freshwater aquaculture facilities (RNA)	Servicio Nacional de Pesca, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2	2012-2011	N°
		Number of freshwater aquaculture facilities (with activity)	Servicio Nacional de Pesca, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2	2012-2011	N°
		Centers with activity by type of crop (Pisciculture)	Servicio Nacional de Pesca, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2	2012-2011	Percentage (%)
		Centers with activity by type of crop (aquiculture)	Servicio Nacional de Pesca, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2	2012	Percentage (%)
Fresh Water		Production of drinking water	Superintendencia de Servicios Sanitarios, http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html	2014-1996	Thousands of m ³
		Drinking water consumption	Superintendencia de Servicios Sanitarios,	2014-1996	Thousands

	http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html		nds of m ³
Drinking water coverage	Superintendencia de Servicios Sanitarios, http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3445.html	2012-2002	habitants
Water rate	Superintendencia de Servicios Sanitarios, http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3444.html	2013-2004	\$ (CLP)/m ³
Agricultural area under irrigation	Instituto Nacional de Estadística, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-1997	hectares
Watered surface	Instituto Nacional de Estadística, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-1997	hectares
Areas under gravity irrigation	Instituto Nacional de Estadística, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-2000	hectares
Areas under major mechanical irrigation	Instituto Nacional de Estadística, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-2000	hectares
Areas under micro-irrigation	Instituto Nacional de Estadística, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-2000	hectares
Irrigation channels	Centro de Información de Recursos Naturales, http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/2712	2005	N°
Total extension of irrigation channels	Centro de Información de Recursos Naturales, http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/2712 , Comisión Nacional de Riego, http://www.cnr.gob.cl/Paginas/Home.aspx	1991/2005	Kilometers
Irrigation channels by sub-basin	Centro de Información de Recursos Naturales, http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/	1999	N°

Irrigated area by sub-basin	2712 Centro de Información de Recursos Naturales, http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/2712	1999	hectare s
Demand for drinking water	IPLA-DGA, http://documentos.dga.cl/USO4855v1.pdf	1996	m ³ /year
Continuous flow demand for drinking water	IPLA-DGA, http://documentos.dga.cl/USO4855v1.pdf	1996	m ³ /s
Domestic caudal uptake	EULA, Información directa	2006	m ³ /year
Evolution Total drinking water consumption per thousand inhabitants	INE, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-1996	Thousa nds of m ³
Evolution Total consumption of electric energy per thousand inhabitants	Instituto Nacional de Estadísticas, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2011-1996	MWh
Pulp and paper industry demand	IPLA-DGA, http://documentos.dga.cl/USO4855v1.pdf	1996	m ³ /s
Chemical and Petrochemical industry demand	IPLA-DGA, http://documentos.dga.cl/USO4855v1.pdf	1996	m ³ /mont h
Steel industry demand	IPLA-DGA, http://documentos.dga.cl/USO4855v1.pdf	1996	m ³ /s
Total sown area	Instituto Nacional de Estadísticas, Anuario estadístico Medio Ambiente, http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_medio_ambiente/medio_ambiente.php	2012-2001	hectare s
Irrigation rate	Dirección General de Aguas, http://documentos.dga.cl/FLU5240v1.pdf	1991	mm/yea r
Industrial demand	Dirección General de Aguas, http://documentos.dga.cl/FLU5240v1.pdf	1991	m ³ /mont h
Water consumption pulp production	EULA, Monitoreos calidad de agua Río Biobío, Información directa	2012/1990	m ³ /s
Consumption in the agricultural sector	Dirección General de Aguas, Información directa	2003/1999	m ³ /s

Fresh Water		Drinking water sector consumption	Dirección General de Aguas, 2007	2003/1999 m ³ /s
		Industrial use	Dirección General de Aguas, Información directa	2003/1999 m ³ /s
		Industrial use (CMPC Celulosa Planta Laja)	CMPC Información directa	2013-2006 m ³
		Industrial use (CMPC Celulosa Planta Santa Fe)	CMPC Información directa	2013-2006 m ³
		Industrial use (CMPC Celulosa Planta Pacífico)	CMPC Información directa	2013-2006 m ³
		Industrial use (Papeles Biobío)	PBB Información directa	2013-2005 m ³ /month
		Industrial use (ESSBIO)	ESSBIO Información directa	2013-2005 m ³ /month
		Mining consumption	Dirección General de Aguas,	2003/1999 m ³ /s
Mineral raw materials	Gravel/Sand	Energy consumption	Dirección General de Aguas,	2003/1999 m ³ /s /1993/
				1990
		Number and location of sand companies	Servicio Evaluación Ambiental (SEA)	2003/1999
Renewable energy	Hydraulic energy		http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?nombre=aridos&regiones=8	1993/199 N° 0
		Production of gravel	Servicio Evaluación Ambiental (SEA)	2013-1998 m ³
			http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?nombre=aridos&regiones=9	
Renewable energy	Hydraulic energy	Hydroelectric Generation in Chile	Instituto Nacional de Estadísticas, http://www.ine.cl/	2013-1991 Tcal
		Hydroelectric Generation	Instituto Nacional de Estadísticas, http://www.ine.cl/	2012-2000 MWh
		Hydroelectric Generation by power station	Comisión Nacional de Energía, http://energiaabierta.cne.cl/electricidad/	2013-2000 MWh
		Power hydroelectric	Comisión Nacional de Energía, http://energiaabierta.cne.cl/electricidad/	2013 MWh
		Q design Hydroelectric power stations	Comisión Nacional de Energía,	2013-1998 m ³ /s

Genetic resources	Diversity of introduced fish	Informe CEA, http://www.cea.cl/?page_id=114#1445953625215-d4725b7a-51e4	2003-1993	N° of species
	Diversity of Fitobentos	Informe EULA, http://www.eula.cl/images/stories/documentos/3.pdf	2003	N° of species
	Diversity of Invertebrates (Benthic Macroinvertebrates)	Informe EULA, http://www.eula.cl/images/stories/documentos/3.pdf	2006	N° of species
	Diversity of native fish	Report CEA, http://www.cea.cl/?page_id=114#1445953625215-d4725b7a-51e4 , Informe EULA, http://www.eula.cl/images/stories/documentos/3.pdf	2003-1993	N° of species

REGULATING SERVICES

SUBTYPE	CATEGORY	INDICATOR	SOURCE	YEARS	UNIDADES
Climate regulation	Regional and Local	Average annual precipitation	DMC	2012-1991	mm
		Average annual temperature	DMC	2012-2002	°C
		Evapotranspiration Biobío River	DGA	1991	mm/YEAR
	Carbon Storage	Lost CO ₂ Capture	Díaz <i>et al.</i> , In Rev.	2012-1984	One thousand ton CO ₂
Water regulation	Water regulation	Average annual flow	INE	2012-1996	m ³ /s
		Number of reservoirs	DGA	2010	N°
		Reservoir capacity	DGA	2012	millions. m ³
		Volume reservoirs	DGA	2012-1996	millions m ³
		Underground wells	CIREN	1999	N°
		Groundwater demand	IPLA	1996	m ³ /year
		Right of use of groundwater	DGA	2012-2008	l/s

Water regulation	Water purification and waste treatment	Water in the form of snow and glaciers	INE	2012-2000	hectares
		Affected area with drainage problems	Ortega & Salgado, 2001	2001	hectares
		Water quality regulation			
		Agricultural pesticides	SAG	2013-1998	kg/l
		Disposal of solid household waste	MMA	2009-1996	ton/year
		Establishments that generate liquid industrial waste	MMA	2012-2006	N°
		Volume of liquid industrial waste	MMA, SISS	2012-2008	m ³
		Wastewater Treatment	SISS	2012-2008	N°habitants
		Volumes of wastewater generated	SISS	2012-2006	millions. m ³
		Volumes of treated wastewater	SISS	2012-2008	millions m ³
		Volumes of untreated wastewater	SISS	2012-2008	millions m ³
		Wastewater with primary treatment	SISS	2012-2009	millions. m ³
		Wastewater with secondary treatment	SISS	2012-2009	millions. m ³
		Wastewater with tertiary treatment	SISS	2012-2009	millions. m ³
		Concentration of BOD ₅ in water	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-1996	mg/L
		Phosphorus concentration in water	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-1994	mg/L
		Concentration of nitrates in water	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-2001	mg/L
		Water quality Exceptional class	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-2002	N° parameters
		Water Quality Class 1	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-2002	N° parameters

	Water Quality Class 2	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-2002	N° parameters
	Water Quality Class 3	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-2002	N° parameters
	Water Quality Class 4	Monitoreo Biobío (EULA)	2013-2002	N° parameters
Regulation of disturbances	Damaged by storms (floods)	ONEMI	2013-1997	N°
	Wounded	ONEMI	2013/2010-2008/2006	N°
	Number of events related to rains	ONEMI	2012-2000	N°
	Events "Niño"	SHOA	2010-2009/2007-2002/1998-1997/1995-1991	Presence / absence
	Events "Niña"	SHOA	2012-2010/2008-2007/2001-1998/1996-1995	Presence / absence
Morfosedimentar y regulation	Native forest	CONAF	2012-2000	hectares
	Plantation forest	CONAF	2012-2000	hectares
	Mixed	CONAF	2012-2000	hectares
	Area in erosion states	CIREN, Pérez, 2011	2010	hectares
	Surface in state of water erosion	Honorato <i>et al.</i> , 2001	-	t/ha/year

CULTURAL SERVICES					
SUBTYPE	CATEGORY	INDICATOR	SOURCE	YEARS	UNITS
Landscape aesthetic values		Surface National Parks	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012-2010	hectares
		Surface National Reserves	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012-2010	hectares
		Number of National Reserves	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012-2000	N°
		Number of National Parks	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012-2000	N°
		National Reserves Area	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012	hectares
		Visitors to National Parks	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012-1996	number of visits
		Visitors to National Reserves	CONAF, http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/	2012-1996	number of visits
		Length of river altered by reservoirs	EIA SIA	2013-1996	Km
		Communities related to water	CIREN	2005	N°
		Evolution Urban Population	Instituto Nacional de Estadística, http://www.inebiobio.cl/	2012-1998	habitants
Scientific		Evolution Rural Population	Instituto Nacional de Estadística, http://www.inebiobio.cl/	2012-1998	habitants
		Linguistic wealth	www.quiaverde.net/toponimia/ , http://etimologias.dechile.net/?mapuche		adimensional
		Articles related to water in	SCOPUS Palabras claves en TÍTULO: Biobío	2012-	N°

knowledge	the Biobío basin	river	2010/2006-2005/2001-1996	
	Articles related to water in the Biobío basin	SCOPUS Palabras claves en TEMA: Biobío river	2013-1995	N°
	Number of theses related to water in the Biobío region	Catalogo Universidades región: Catalogo de tres universidades más importantes de la región (UCSC, UBB, UdeC)	2013-1995	N°
	Projects related to water and aquatic systems	CONICYT	2013-2005	N°
Recreation and Ecotourism	Recreation sites	Servicio Nacional de Turismo, http://www.sernatur.cl/region-de-bio-bio/	2013	N°
	Recreational Fishing Sites	Servicio Nacional de Pesca, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_content&task=view&id=545&Itemid=634	-	N° and species
Spiritual and religious values	Rites and Beliefs	Chile Enciclopedia del Bicentenario Etnias, Edit.Copesa S.A. Unlimited	-	-
Environmental education	Environmental education programs on water and aquatic ecosystems	http://www.explora.cl/biobio	-	-
Ecological local knowledge	Medicinal plants	http://www.plantasmedicinales.org/archivos/plantas_medicinales_empleadas_por_los_mapuches.pdf	-	-

REFERENCES

DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS (DGA). 2007. *Estimaciones de demanda de agua y proyecciones futuras*. Zona II Regiones V a XII y Región Metropolitana. Realizado por: Ayala, Cabrera y Asociados Ltda. Ingenieros consultores. Ministerio de Obras Públicas. 986 pp. <http://documentos.dga.cl/USO4855v1.pdf>

- DÍAZ, M.E., R. FIGUEROA, M.R. VIDAL-ABARCA, M.L. SUÁREZ & M. CLIMENT. 2016. Production and forest fires: canceling ecosystem services in the Biobío region, central Chile. (En revision) *Gayana Botánica*.
- FEREPA. 2015. *Federación regional de pescadores independientes y afines de la octava región*. <http://www.ferepabiobio.cl/>
- HONORATO, R., L. BARRALES, I. PEÑA & F. BARRERA. 2001. Evaluación del modelo USLE en la estimación de la erosión es seis localidades entre la IV y XI Región de Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 28 (1): 7-14.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (INE). 2009. Primer Censo Nacional Pesquero y Acuicultor Año Censal 2008-2009.
- ORTEGA, L. & L. SALGADO. 2001. *Drenaje de Suelos Agrícolas*. CNR, CORFO, INIA Carillanca, Temuco. 79p.
- PÉREZ, C. & J. GONZÁLEZ. 2011. *Diagnóstico sobre el estado de degradación del recurso suelo en el país*. Instituto de Investigaciones agropecuarias, Chile.



CAPÍTULO III.

**EXPLORING THE COMPLEX
RELATIONS BETWEEN WATER
RESOURCES AND SOCIAL
INDICATORS: THE BIOBÍO BASIN
(CHILE)**

PAPER 2.

Exploring the complex relations between water resources and social indicators: The Biobío basin (Chile)

María Elisa Díaz^{1*}, Ricardo Figueroa¹, M. Luisa Suárez Alonso², M. Rosario Vidal-Abarca²

***Corresponding author:** María Elisa Díaz^{1*} University of Concepción, Faculty of Environmental Sciences, Concepción, Chile, telephone number: +56-41-2204077, e-mail: mariaelisdiaz@udec.cl

Author's address:

¹ University of Concepción, Faculty of Environmental Sciences, Concepción, Chile

² University of Murcia, Regional Campus of International Excellence, Mare Nostrum Campus, Faculty of Biology, Department of Ecology and Hydrology, Murcia, Spain



ESTADO: Enviado a *Ecosystem Services*

RESUMEN

La perspectiva integral con la que se abordada la temática de los servicios ecosistémicos (SE), ayuda a comprender como el deterioro de los ecosistemas afecta al bienestar humano. En este sentido, los ecosistemas fluviales, particularmente los que comprende la cuenca del río Biobío son importantes proveedores de estos SE, identificándose cinco de abastecimiento, cuatro de regulación y siete servicios culturales. Utilizado el modelo Causa-Presión-Estado-Impacto-Respuesta (DPSIR), que facilita explorar las relaciones entre el ecosistema fluvial y el sistema social de la cuenca, se evidencia que el deterioro de los SE ha influido en el bienestar de la población. Se han utilizado 66 indicadores para analizar las tendencias y los distintos componentes del DPSIR. Los resultados muestran una importante pérdida de biodiversidad, y un deterioro de los servicios de regulación y de los bienes no materiales del componente bienestar humano. Por el contrario, se detecta un aumento de los servicios culturales y de las presiones directas e indirectas, así como de las respuestas institucionales. Las correlaciones entre los distintos componentes del DPSIR, aunque no explican su causalidad, permiten detectar la complejidad de las relaciones entre el ecosistema fluvial y el sistema social de la Cuenca del Biobío. Estos resultados ponen en el punto de mira el actual modelo de gestión de los recursos hídricos basados en criterios de mercado.

Palabras claves: marco DPSIR, servicios ecosistémicos, bienestar humano, conductores de cambio, cuenca Biobío

ABSTRACT

Comprehensive perspective approach ecosystem services (ES) address the understanding of how deterioration of ecosystems affects human well-being. River ecosystems, especially those that the Biobío Basin comprises, are important providers of these ES, of which five provisioning, four regulating and seven cultural services have been identified. By using the Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR), which facilitates exploring relations between the river ecosystem and the basin's social system, it is evident that deterioration of ES has influenced the population's well-being. Sixty-six indicators were used to analyse the trends and different components of the DPSIR. The results showed major biodiversity loss and deterioration of regulating services and non-material goods of the human well-being component. Conversely, an increase in cultural services, direct and indirect pressures and institutional responses was observed. The relations between the different DPSIR components allowed the complexity of the relations between the river ecosystem and the cultural system of the Biobío Basin to be detected, but causality was not explained. These results indicate the current management model of water resources based on market criteria.

Keywords: DPSIR framework, ecosystem services, human well-being, change drivers, Biobío Basin.

1. INTRODUCTION

Human well-being is a controversial complex concept (Bonet-García et al. 2015), and the co-evolutionary link with ecosystems is even more so (Martín-López and Montes 2011) as there is no clarity as to how ecosystems contribute to human well-being. Interest in addressing this issue has indicated that several pressures multidirectionally affect the components of socio-ecosystems by altering the flow of its functions and, consequently, social well-being is lost (Bizikova 2011; Seifert-Dähnn et al. 2015).

Currently, the most widely accepted conceptual model that integrates both ecological and social dimensions is the ecosystem services (ES) approach (Butler et al. 2003; MEA, 2005; Martín-López et al. 2012, 2009). The literature that shows just how important the provision of ES is in ecological and economic terms is vast (e.g. Brauman et al. 2007; Costanza et al. 2014; La Notte et al. 2015; Ojea et al. 2012), although few studies have analysed the complex relations between ES and human well-being (e.g. Santos-Martín et al. 2013; Felipe-Lucia et al. 2014; Pinto et al. 2014; Vidal-Abarca et al. 2014). Fewer still have recognised that regardless of ES supply, human well-being is related to other factors associated with economy, health or vulnerability to extreme events, although no analyses of these variables in line with good ecosystem state have been performed to date. This led to a search being made of the indicators, models and conceptual frameworks that attempt to simultaneously explain the advantages and disadvantages of the interactions of the different factors that affect ecosystems (OCDE, 1993; Song and Frostell 2012; Cook et al. 2013; Bonet-García et al. 2015; Daw et al. 2016). In line with this, the DPSIR model (force Driver-Pressure-State-Impact-Response model) is an appropriate conceptual framework to help attempt to explain the cause-effect relations between the indicators that describe society-ecosystem relations, and to improve communication among politically responsible persons, interested parties and scientists (Kelble et al. 2013) with a view to promoting welfare relations between society and natural ecosystems.

Despite the high degree of degradation of aquatic ecosystems and the important contributions they make to human well-being (Jones and Mulholland 2000; Ward and Wiens 2001; Eigenbrod et al. 2009; Hermann et al. 2011), very few studies have related the ecological and social components of the ES provided by rivers and their drainage basins using both the direct and indirect causes of their degradation (Vidal-Abarca et al. 2014). This is more evident in Chile, where only the work by De Juan et al. (2015) is known. In this work, the DPSIR framework is used to analyse fishery resources and their demand on the central coast of Chile. Recently, Delgado and Marín (2016) used the same conceptual framework to explore relations between human well-being and ERS provided by the Cruces River basin.

Chile is a country that is abundant in freshwater and is capable of easily satisfying domestic demand (53,000 m³/person/year, World Bank, 2011) and of surpassing the sustainability threshold (2,000 m³/person/year). Given the uneven north-south distribution of Chile, with strongly exploited average values in the central area, the Biobío Basin provides water to 1.2 million people, with a wide variety of river-related productive activities that generate complex relations between society and the environment (Parra et al. 2013). However, no basin management that integrates its ecological functioning with the social dimension, which does not compromise the flow and supply of other ES, is available (Hackbart et al. 2017).

The aim of this work is to evidence how the different direct or indirect pressures exerted on the Biobío Basin influence human well-being. In particular, it intends to analyse: 1) the trends and velocity of change in the different indicators that compose the socio-ecosystem of the Biobío River Basin, and the relations between natural and social systems, by exploring the links between change drivers (direct and indirect) and the biodiversity status, ES, and how they affect human well-being, as well as institutional responses to preserve water resources in the Biobío River Basin.

2. METHODOLOGY

In this study, the DPSIR conceptual framework (Driver-Pressure-State-Impact-Response (AEMA, 1999) was used. This model allows the causes, consequences and responses to changes in ecosystems to be analysed (Rounsevell et al. 2010; Vidal-Abarca et al. 2014). Recently, this framework has been proposed, adapted and used to evaluate the relations between ES (e.g. Grant et al. 2008; Santos-Martín et al. 2013; Pinto et al. 2014). In this study, it was used to explore the associations between the river ecosystems and social systems of the Biobío Basin in an integrated manner. Within this framework, *drivers* are the “factors” that promote environmental changes (e.g. demographic, economic, cultural, socio-political or technological) (Nelson et al. 2006), which coincide with the indirect drivers of change conceptualised in the Millennium Ecosystems Assessment (MEA, 2005). These factors promote the *pressures* that affect river ecosystems (e.g. change in soil use, climate change, pollution, overexploitation and invasive species), recognised by MEA (2005) as direct drivers of change. Pressures alter the estate of ecosystems and their biodiversity, and affect the ES that society is provided with, by causing *impacts* that generate changes in the supply of ES and human well-being. Finally, *responses* are the actions carried out by public and/or private institutions to conserve ecosystems and/or to counteract the effect of change factors (Santos-Martin et al. 2013; Vidal-Abarca et al. 2014).

2.1. Data source

In order to apply the DPSIR to the river ecosystems of the Biobío Basin, 66 indicators at regional and basin levels were selected. These indicators provided regular and clear information on a spatial and temporal scale that was relevant to each DPSIR framework component. The information was selected from diverse official (governmental and scientific) and private sources, and covered an approximate 35-years period (1980-2015). The selection criteria for these indicators are those proposed by Layke et al. (2012). Of the 66 selected indicators, six were related with drivers (indirect drivers of change), 12 with pressures (direct drivers of change), one with biodiversity, 30 with ecosystem

services (8 provisioning, 14 regulating and 8 cultural), 11 with human well-being, and six were indicators of institutional responses. The selection, justification and interpretation of the indicators for each DPSIR component are presented in the Appendix, and include data sources, measuring units, the period analysed according to availability of databases, their justification and the graphic evolution of the indicator trend.

2.2. Data analysis

In order to analyse the relation among the DSPIR framework components, all the indicators were standardised by subtracting the mean and dividing it by the standard deviation. The direction of each indicator was chosen by considering the component to be assessed (Floridi et al. 2011). The trend following each indicator was considered according to the basis of the slope of the “**b**” linear regression for the time series of each indicator. This trend was classified into five classes: *Considerable improvement* ($\uparrow\uparrow$), when **b** was >0.08 ; 2) *improvement* ($\uparrow$), when **b** was between 0.08 and 0.04; 3) *stable* ($\leftrightarrow$), when **b** was between 0.04 and -0.04; *decrease* ($\downarrow$), when **b** was between -0.04 and -0.08; and 5) *considerable decrease* ($\downarrow\downarrow$), when the slope was < -0.08 (Santos-Martín et al. 2013; Vidal-Abarca et al. 2014).

To obtain the aggregate indices of each DPSIR framework component, indicators were grouped by using the arithmetic mean because it is a useful method to compensate very disparate values (low and high values) (Floridi et al. 2011). Thus, nine aggregate indices were obtained: biodiversity, ecosystem services (provisioning, regulating and cultural), human well-being (material and non-material), responses, pressures and drivers. The objective of separating the material and non-material dimensions was to show the differences between well-being (access to goods) and quality of life (health and/or safety).

In order to test the internal consistency of the aggregate indices, Cronbach's alpha index (1947) was calculated. This calculates with the correlation between all the indices on the same scale by using the SPSS software (2013). A high Cronbach's alpha value indicates good internal data consistency, but does not

indicate that each devised index was unidimensional. In order to achieve this, the different dimensions of the associations, compensations and synergies among the indicators for all the indices were identified with a factorial analysis. Both analyses were run for all the indices, except for biodiversity because it is composed of only one indicator.

3. RESULTS

3.1. Trend indicators

3.1.1. Biodiversity

Loss of biodiversity has been represented by the number of species that fall in a conservation category, according to the RSC (Regulation of Species Classification; MMA, 2014). From 2006 to the present-day, nine evaluation processes have evidenced the deterioration of national diversity, and the number of species to be conserved has considerably increased (Appendix A) as has, in parallel, the number of species in danger of extinction. To date, 109 species have been catalogued, of which only fish represent the diversity of aquatic ecosystems, many of which are located in the biodiversity hotspot in the Biobío Region (Figueroa et al. 2013).

3.1.2. Ecosystem services

Thirty indicators were used to assess the ES provided by the Biobío Basin. Of these, 53% showed increasing trends, mainly associated with the direct use of resources (Table 1). In relation to the provisioning services, the extraction volumes of fishing and using freshwater for human consumption and raw materials of a geological origin (gravel and sand) have increased (Appendix B). Likewise, an increase in hydroelectric power generation has been observed in recent decades (Appendix B). In the same vein for regulating services, the river's self-purification capacity has diminished due to the increasing nitrates concentration in rivers, which is related to larger volumes of generated and treated wastewater (Table 1, Appendix B). The opposite trend between the surface of native forest (decreases) and forest plantations (increment) marks

the deterioration of the Biobío Basin's morphosedimentary regulation capacity (Table 1, Appendix B).

In general, cultural services have improved in recent years, with populations showing more preference for and/or appreciation of ecosystems (Table 1, Appendix B). However, the cultural services related to cultural identity and ecological knowledge have deteriorated as a result of rural population displacement to cities.

Table 1. Trends of the ecosystem services provided by the river ecosystems of the Biobío Basin

SERVICE	SUBTYPE	INDICATOR	TREND
PROVISIONING SERVICES			
Food	Fish capture	Fish, seafood and seaweed harvest	↑↑
	Aquaculture	Fish, seafood and seaweed harvest	↑
Freshwater	Domestic use	Freshwater consumption	↑↑
		Industrial consumption	↓↓
Raw materials	Gravel/sand	Number of companies of aggregate	↓
		Aggregate production	↑
Renewable energies	Electric energy	Hydroelectric generation	↑
Genetic resources		Nº of species in “danger” category	↑↑
REGULATING SERVICES			
Climate regulation/	Carbon storage	Loss of CO ₂ capture	↔
Air quality		Area consumed by fires	↔
	Water regulation	Volume of reservoirs	↓
Water regulation	Self-purification	Flow	↓
		Wastewaters generated	↑↑
	Water quality	Treated wastewaters	↑↑
		Nitrite	↔
		Nitrate	↑↑
		Phosphorous	↔
Regulation of disturbances	Morphosedimentary regulation	BOD ₅	↓
		O ₂	↑↑
		Flood victims	↔
		Native forests	↓↓
		Forest plantations	↑↑
CULTURAL SERVICES			
Landscape service	aesthetic	Number of reservations	↑↑
Recreation and ecotourism		Visitors to reservations	↑↑
		Visitors to parks	↑↑
Cultural identity		Urban population	↑↑
		Rural population	↓↓

Scientific knowledge	Number of theses	↔
	Number of scientific projects	↑
Ecological knowledge	Rural v/s Urban	↕

3.1.3. Human well-being

Eleven indicators were selected to assess four of the five human well-being dimensions (health, freedom of action, safety and material well-being) proposed by the MEA (2005). The indicators of most dimensions show increasing trends (Table 2, Appendix C). In relation to health indicators, the number of digestive diseases (e.g. stomach tumours, digestive diseases) has increased in recent years. The opposite has happened to freedom of choice and action, which has declined as the construction of hydroelectric power stations has displaced people (Table 2). Safety shows an increasing trend, associated with an increase in natural hazards, particularly flood events that occur with much uncertainty (Table 2). Finally, the material dimension measured by the population's access to drinking water and agricultural production has contributed to the well-being of the population in the basin (Table 2). The fifth human well-being dimension (e.g. social relationships) was not assessed as adequate indicators were lacking.

Table 2. Trend of the human well-being indicators in the Biobío Basin, divided into the dimensions proposed in the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005).

DIMENSION	SUB-DIMENSION	INDICATOR	TREND
Health	Water related diseases	Food outbreak reports	↑↑
		Nº food diseases	↓↓
		Nutritional disease	↑↑
		Stomach tumor	↑↑
		Colon tumor	↑↑
		Other digestive diseases	↑↑
Freedom of choice and action	Forced actions	Families displaced by hydroelectric stations	↑↑
		People displaced by hydroelectric stations	↑↑
Security	Natural hazards	Floods victims	↑
Material	Access to goods	Water consumption	↑↑
	Lifestyles	Agricultural production	↑

3.1.4. Responses

Most of the indicators used to assess the responses at institutional and social degrees have increased in recent years (Table 3, Appendix D), as verified in the number of research projects on biodiversity conservation topics, although no investment is destined to it (Table 3). Social participation in the last 3 years reflects a rising number of organisations involved in environmental issues (Appendix D). The same occurs with water governance issues, where the creation of the Environmental Courts of Law in Chile (Act 20.600/2012) has generated instances that favour the development of protection actions and environmental responsibility through environmental complaints, as well as their solutions in compliance plans that redirect investments made from environmental fines to objective solutions. Finally, in implementation terms, marketing initiatives have not been sufficient and display a decreasing trend.

Table 3. Trend of the response indicators developed by institutions for water resource conservation.

CLASS	TYPE	INDICATOR	TREND
Biological conservation	Biodiversity conservation	Nº research projects	↑
		Investment in projects	↓
Social participation		Number of organizations associated to EPF (Environmental Protection Funds)	↑↑
Water conservation	Water quality	Water coverage	↑↑
		Treatment plants	↑↑
Water governance		Environmental complaints	↑↑
Marketing initiatives	Agricultural production	Organic surface	↓↓

3.1.5. Drivers (indirect drivers of change)

Demographic indicators reveal an increase in the population density of the Biobío Basin. In parallel there is a cultural aging process, reflected by more people aged over 60 years (Table 4, Appendix E). Rural populations are undergoing depopulation processes or are being displaced to urban areas to search for better opportunities. The economic indicators reveal the efforts of public administrations in water conservation terms as indicators show growing

trends in public investments in water (Table 4, Appendix E) or investments made in wastewater treatment being maintained. This is because its demand is virtually covered (99.9%) in all urbanised places, but remains unsolved in rural and remote locations. The socio-political indicators indicate that more females occupy public positions, although their influence on resources management is weaker than that of males (Table 4, Appendix E).

3.1.6. Pressures (direct drivers of change)

In general, all the indicators used to assess the pressures to which the Biobío Basin is subjected show intensity and an increasing tendency. Here declining rainfall and a rise in temperatures are indicators of the pressure exerted by climate change. Land use change is reflected through increasing cultivated surface or by contamination problems produced by pesticides, among others (Appendix F), which account for the continuous pressures to which the Biobío Basin is subjected (Table 4), and have led to a significant loss of landscape quality.

Table 4. Trend of the driver and pressure indicators in the Biobío Basin.

CLASS	INDICATOR	TREND
Drivers		
Demographic	Population of the basin	↑↑
	Investment in potable water	↑↑
Economic	Investment in sewerage	↑
	Investment in wastewater treated	↔
Socio-political	Number of women in public positions	↑↑
Cultural	Population >60 years of age	↑↑
Pressures		
Climate change	Precipitation	↓
	Temperature	↑
	Nº Floods	↑↑
Land use change	Sown surface	↑↑
	Irrigated surface	↓↓
	Ground water use	↓↓
Overexploitation	Reservoir volume	↔
	Average annual flow	↑↑
	Class 4 water quality	↓↓
Pollution	Wastewater generate	↑↑
	Sludge production	↑↑
	Use of pesticides	↑↑

3.2. Consistency of the aggregate indices

In most of the aggregate indices constructed for the DPSIR model, Cronbach's alpha indicates good internal consistency, which is > 0.5 , except for the aggregate index for provisioning services (Figure 1b). Likewise, the two first factorial analysis factors for all the indices explain at least 50% of variance (Appendix G). A global Cronbach's alpha was calculated to evidence the association of the set of indicators (α : 0.653), which is highly explanatory.

3.3. Tendency of the aggregate indices

Loss of biodiversity, represented by the number of species in some conservation categories, has increased since 2010 (Figure 1a). For the Biobío Basin, there is no complete record of the evolution of freshwater biodiversity (except for some fish species), despite the Chilean Ministry of the Environment's conservation and recovery efforts for ecosystems.

Provisioning services show a slightly increasing trend over the years despite fluctuations in the aggregate index. This corroborates the continuous demand for the products obtained directly from the population (Figure 1b). On the contrary, the aggregate index of regulating services shows a downward trend, which reflects the deterioration of some ecosystem functions as a result of diverse human activities in the basin. The sharp peak in 1997 corresponds to the forest fires that devastated the region, with the consequent loss of associated climate and morphosedimentary regulation (Figure 1c). The aggregate index of cultural services presents a growing trend, which emphasises the population's preferences for enjoying natural landscapes (Figure 1d).

In relation to the aggregate indices for human well-being, the trends are the opposite when comparing material and non-material dimensions (Figure 1e and f). Access to water or increased agricultural production has definitely contributed to the well-being of the population in the basin (Figure 1e). However, the deterioration of other services (e.g. water quality) has a negative

impact, as shown by the aggregate index of the non-material dimension (Figure 1f). The larger number of digestive and cancerous diseases, possibly linked to water, and violated freedom of action, particularly in 2013 as a result of forced eviction actions among rural populations to construct engineering works (e.g. hydroelectric stations), have made the quality of life of the population in the Biobío Basin worse.

Fluctuations in the aggregate index of pressures (direct drivers) account for the continuous impacts that deteriorate river systems. This tendency seems to indicate that these pressures will continue to increase (Figure 1g), along with those exerted by drivers (indirect drivers) with complex fluctuations (Figure 1h), as suggested by the sharp peak detected in 2010 for the aggregate index of drivers. This represents a low investment trend and new financing required after the 27 February earthquake (Figure 1h). Finally, although some institutional responses have been associated with some environmental topics (positive trend) (Figure 1i), they have not been constant over time, so it is necessary to invest more public resources in conservation and research.

The shaded area of each aggregate index of the DPSIR (Figure 1) responds to the variability of the used data, and can be interpreted as the degree of uncertainty of the indicators used in this study.

3.4. Relations among the DPSIR model components

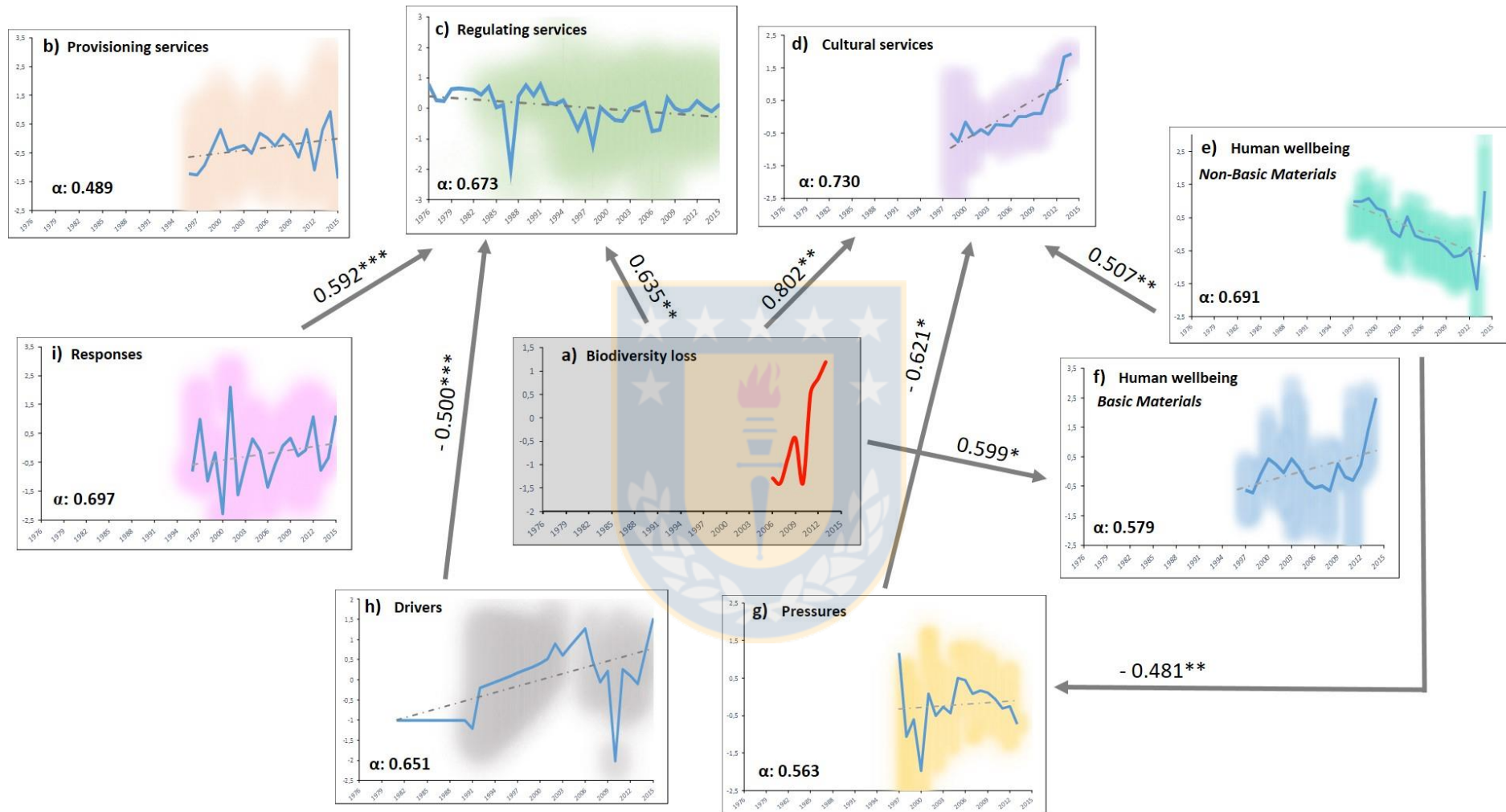
According to the Spearman correlations, significant correlations are observed between some DPSIR model components. Biodiversity loss is positively associated with loss of regulatory services (Figures 1a and c), which corroborates their importance in the magnitude and direction of the functions and ecosystem processes in which it intervenes. Likewise, biodiversity loss is positively linked to cultural services (Figures 1a and d), which is probably due to the fact that most used indicators evidence both the urban population's use of and preference for enjoying landscapes and water mirrors, regardless of their quality. The positive relation between biodiversity loss and material human well-

being (Figures 1a and f) indicates how acquiring material goods influences the deterioration of biodiversity in the Biobío Basin.

The negative relation between the human well-being dimension and pressures (Figures 1e and g) shows how the deterioration of river ecosystems in the Biobío Basin affects the population's health, freedom of action and safety. In the positive relation between the non-material goods of human well-being and cultural services (Figures 1e and d), the idea that quality of life also depends on a population enjoying healthy environments is probably present; e.g., population displacement associated with the construction of the Angostura hydroelectric station (between 2004 and 2013) generated recreational spaces that are very often utilised by the population, but with an evident poorer landscape quality because the water mirror is associated with a humanised reservoir.

The negative correlations between pressures and cultural services (Figures 1g and d), and between indirect drivers and regulating services (Figures 1h and c), evidence that no direct drivers (pressures) affect the provision of regulating services, but there are other indirect factors that also have an effect, basically those that sustain most of the population's well-being. Although the responses are positively related to regulating services (Figures 1i and c), which is interpreted as the solutions provided by the public administrations to mitigate the impacts on the Biobío Basin, this has been hardly achieved, as shown by biodiversity loss.

Finally, it should be noted that provisioning services are not related to any DPSIR framework component, which is probably due to the low consistency of its indicators. However, they are considered important when it comes to explaining biodiversity loss.



1

2

3 **Figure 1.** Aggregate indices of all the DPSIR model components, where the Y-axis represents the arithmetic mean of the temporal series of all
4 the standardised indicators. The colour shade behind the graph corresponds to the variability and level of uncertainty of the trends. Arrows
5 represent Spearman correlations and the significance, $p < 0.1$ (*); $p < 0.05$ (**) and $p < 0.01$ (***), among the different DPSIR framework
6 components. For each component, a Cronbach's alpha value is indicated, which corresponds to the consistency level of the indicators for each
7 dimension. (a) Biodiversity loss based on Chilean Species Classification Regulations. Six indicators were used for provisioning services, (b) 12
8 for regulating services, (c) and 10 for cultural services; (d) 11 indicators were used for human well-being, nine for the non-material dimension
9 (e) and two for the material dimension (f). (g) Direct drivers are based on 12 indicators related to overexploitation, land use and pollution,
10 among others. (e) Indirect drivers are based on demographic, economic, socio-political and scientific indicators. (f) Seven indicators were used
11 for responses by considering conservation, social participation, water governance and marketing, among others.



4. DISCUSSION

According to Santos-Martín et al. (2013), the ability of the DPSIR model to explain the existing relations between the estate of ecosystems and human well-being depends on the quality of the used indicators. In line with this, Smith et al. (2013) indicate that there are many objective and subjective variables which are not always available in official databases. They will be no less important if they can show relevant trends and associations, which will also depend on the spatial scale of the work (Peterson et al. 1998, Rodríguez et al. 2006). In the present case, 66 indicators were selected according to the availability and adequacy of the data for the study area. Santos-Martín et al. (2013) used 53 high quality indicators to establish relations between human well-being and ecosystems in Spain, and obtained a large number of highly significant correlations for all the DPSIR components. Vidal-Abarca et al. (2014) selected 58 indicators to analyse these relations between river ecosystems in Spain and social indicators, and which obtained fewer significant correlations. In this sense, it is possible to observe that both temporal and spatial quality of data used may be relevant. In any case, despite both the indicators and integrated indices used in this study having some limitations, they allow the interactions between the components of the DPSIR model applied to the Biobío Basin to be explored, and explain how the socio-ecosystem has been disassociated.

Biodiversity is still a fuzzy agent of implicit importance (Naeem et al. 2017), even though it is accepted that it is the key element in conceptual models that serves as a basis for the sustainable development and protection of ES (Naiman and Dudgeon 2011; Cardinale et al. 2012). In Chile, biodiversity has world conservation priority given the high endemism that makes it unique at this level (Mittermeier et al. 2004; Figueroa et al. 2013). Despite knowledge on freshwater biota and other global syntheses still being scarce (Schiper et al. 2008; Butchar et al. 2010), generalized biodiversity loss in the Biobío Basin can be documented. Many species are in some compromised conservation state which, in terms of

maintaining ES, is not favorable as they strongly depend on regulating and cultural services. Current plans and programs developed for biodiversity conservation in Chile (National Strategy of Biological Diversity) have led to policies being adopted to protect different areas (mainly terrestrial), which is an important conservation basis. However, this evidences the huge fragmentation in governance and the lack of resources assigned to this topic, which is one of the smallest in South America (Bovarnick et al. 2010; CEPAL/OCDE, 2016). However, much of biodiversity falls beyond protected spaces (which represents 2.3% of the total surface in the Biobío Basin), so it would be of interest to generate new conservation spaces by following the recommendations proposed in the Aichi Goals for Biological Diversity (CBD, 2008). This can be achieved by not only meeting statistical terms and protecting 17% of terrestrial areas and inland waters (Aichi Goal 11), but by also considering this percentage to cover currently protected areas. This gap is intended to be narrowed by the creation of the Service of Biodiversity and Protected Areas (Gobierno de Chile, 2014) by incorporating private protected areas into the National System. Social aspects are also expected to be included, such as environmental values, and cultural values in particular (ELI, 2003; Pikitch et al. 2004), to reinforce different forms of biodiversity. Following this logic, the trends of the integrated indices of the ES detected in the Biobío Basin are clear and in accordance with other studies (e.g. MEA, 2005; Harrison et al. 2010). Not only do these pressures (direct drivers, e.g. land use change or climate change) have an immediate effect on ecosystems and human well-being (Díaz et al. unpublished results), but indirect drivers are also generating additional pressure, which is associated mainly with demographic and socio-political changes.

Migration of the rural population to urban areas of the basin has decoupled the natural and cultural mechanisms of regulation by incorporating other strategies to cover generated deficiencies (e.g. hydraulic works for agricultural production or irrigation) and by limiting the provision of many ES (e.g. loss of capacity to regulate natural disturbances). Apart from this, some cultural services have significantly increased because they are demanded by the urban population (e.g. landscape as

an aesthetic service, recreational activities, etc.), which is seen as an increasingly complex society with more requirements that respond to water resource losses and challenges (Butler et al. 2006). This aspect is crucial to understand the ability of water systems to respond to these pressures (resilience) and to ensure human well-being, where investments in conservation should be constant, and research should be included as the basis for assessing resources and adequately controlling results.

Regardless of provisioning services, the achieved human well-being has been disproportionate due to many influencing factors on the basin scale (Daw et al. 2016). This is reflected in the increase in material well-being associated with more available provisioning services, but at the expense of regulating services deteriorating. The reduction in non-material human services consequently leads to worse quality of life as part of the benefits that well-conserved aquatic systems provide us with diminish or are lost, which increases the population's uncertainty (e.g. access to water, protection against floods, etc.). In general terms, we can speak of increased human well-being despite ecosystems deteriorating, which refers to the ecologist's paradox (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Santos-Martín et al. 2013; Vidal-Abarca et al. 2014), which recognises ES as being essential, but insufficient, for ensuring well-being.

The responses provided by public administrations have not been able to deal with these contemporary problems, which has resulted in unsuccessful strategies on the institutional scale. This poses the question about the way attempts have been made to overcome these limitations in water deficit scenarios. In this sense, we need to ask ourselves what is sufficient to adequately manage water resources and river ecosystems when considering the State's participation as main guarantor of common good? From the legal point of view, Chile is the only country in the world whose water resources legislation and management are based on market criteria. This has meant water losing its national public asset nature and has led to its privatisation (Dourojeanni et al. 2002). This is a retrograde vision of

modernisation (Boelens et al. 2006) that is inconsistent with resource sustainability, rather than with the rupture of cycles and natural scales, such as social equity. Current water legislation provides a regulatory framework for the sustainable use of this resource, so it is necessary to make modifications that lead to efficient use by taking into account its presence throughout the territory, as well as the socio-environmental connections which it forms part of (Castro 2016).

In this context, the Integrated Management of Water Resources (IMWR) concept, defined as *“the process that encourages the coordinated development and management of water, land and resources related to the objective of maximising the economic and social well-being resulting from an equitable way without compromising the sustainability of ecosystems”* (GWP, 2005), becomes particularly important. According to this conception, the State should participate and decide more in equitable water distribution, and also in the ecosystem management of water as a resource by ensuring its availability, and it should consider this element central in the fight against poverty and to improve well-being (Meléndez 2013; WWAP, 2016). Accordingly, river ecosystems function as socio-ecological systems (Ostrom 2009; Agarwala et al. 2014). Their functioning and interactions with society are key for the behaviour of hydrographic basins and are, therefore, the most important territorial unit for the ecosystem management of water resources (Rathwell and Peterson 2012). Notwithstanding, as political-administrative jurisdiction is not in accordance with the biophysical borders of territories, many interrelations occur throughout this integrated system. This increases inequalities and diminishes cooperation between the beneficiaries of this resource. Indeed, the relation between human well-being and the river ecosystems of the Biobío Basin exceeds the co-evolution of these two elements. Human well-being also depends critically on institutions that govern the relations between individuals and human groups, and these with ES. Therefore, efforts to achieve sustainable basin management should not focus only on the pressures of direct drivers, which are incorporated into global development agendas, but also on indirect pressures (Bennett et al. 2015). Such studies are useful because they evidence the complex

relations of both ecological and social components, and thus allow new methodological proposals to be explored to help integrate the different socio-ecological dimensions of ecosystems.

ACKNOWLEDGMENTS

This work has been subsidised by the FONDAP Project CRHIAM 1513001, CONICYT doctoral scholarship. Special thanks go to Helen Warburton for helping with the English.

REFERENCES

- AEMA. 1999. EEA Annual Work Programme. Copenhagen.
https://www.eea.europa.eu/publications/corporate_document_1999_1
(accessed 17.04.12)
- Agarwala, M., Atkinson, G., Fry, B.P., Homewood, K., Mourato, S., Rowcliffe, J.M., Wallace, G., Milner-Gulland, E.J., 2014. Assessing the relationship between human well-being and ecosystem services: a review of frameworks. *Conservat. Soc.* 12(4), 437-449. <http://dx.doi.org/10.4103/0972-4923.155592>
- Bennett, E., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., ... & Lebel, L., 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 76-85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>
- Bizikova, L., 2011. Understanding the contribution of the environment to human well-being: a review of literature. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Manitoba, Canada.
http://www.iisd.org/pdf/2012/understanding_contribution_environment.pdf
(accessed 17.04.02)
- Boelens, R., Getches, D., Guevara, A., 2006. Agua y Derecho. Políticas hídricas, derechos consuetudinarios e identidades locales. Lima, Instituto de Estudios

- Peruanos (IEP) Ediciones. (Agua y Sociedad, Sección Walir, Universidad de Wageningen, Netherlands). 435 pp.
- Bonet-García, F., Pérez-Luque, A., Moreno-Llorca, R., Pérez-Pérez, R., Puerta Piñero, C., Zamora, R., 2015. *Protected areas as elicitors of human well-being in a developed region: a new synthetic (socioeconomic) approach*. Biol. Conserv. 187, 221-229.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.027>
- Brauman, K., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annu. Rev. Environ. Resour. 32, 67–98.
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Bovarnick, A., Fernández-Baca, J., Galindo, J., Negret, H., 2010. Financial Sustainability of Protected Areas in Latin America and the Caribbean: Investment Policy Guidance. UNDP and TNC.
<http://bibliotecavirtual.minam.gob.pe/biam/bitstream/handle/minam/1308/BIV01080.pdf?sequence=5> (accessed 17.03.15)
- Butchart, S., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., ... Watson, R., 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. Science. 328, 1164-1168.
<https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Butler, C., Oluoch-Kosura, W., 2006. Linking Future Ecosystem Services and Future Human Well-being. Ecol. Soc. 11 (1), 30.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art30/>
- Cardinale, B., Emmett Duffy, J., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D., Naeem, S., 2012. Loss of biodiversity and its impact on humanity. Nature 486, 59-67.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature11148>
- Castro, C., 2016. Análisis de la incorporación de la gestión integrada de recursos hídricos en la legislación de aguas. Universidad de Chile, Facultad de

- Derecho. Tesis para optar al grado de Magister en Derecho Ambiental. 98 pp.
<http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/138812/An%C3%A1lisis-de-la-incorporaci%C3%B3n-de-la-gesti%C3%B3n-integrada-de-recursos-h%C3%ADbricos.pdf?sequence=1> (accessed 17.05.12)
- CBD. Convention on Biological Diversity. 2008. Decision IX/18. Protected Areas.
<http://www.cbd.int/decisions> (accessed 17.04.20)
- CEPAL/OCDE. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)/Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE). 2016. Evaluaciones del desempeño ambiental: Chile 2016, Santiago.
http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40308/S1600413_es.pdf (accessed 17.05.12)
- LEY 20.600/2012, CHILE. De 28 de Junio, Crea Los Tribunales Ambientales.
<http://bcn.cl/1v6nd> (accessed 17.04.12)
- Cook, G., Fletcher, P., Kelble, C., 2013. Towards marine ecosystem based management in South Florida: Investigating the connections among ecosystem pressures, states, and services in a complex coastal system. Ecol. Indic. 44, 26-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.026>
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van Der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. Glob. Environ. Change. 26, 152–158.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Cronbach, L.J., 1947. Test reliability: its meaning and determination. Psychometrika, 12, 1-16.
- Daw, T., Hicks, C., Brown, K., Chaigneau, T., Januchowski-Hartley, F., Cheung, W., Rosendo, S., Crona, B., Coulthard, S., Sandbrook, C., Perry, C., Bandeira, S., Muthiga, N.A., Schulte-Herbrüggen, B., Bosire, J., Mcclanahan, T.R., 2016. Elasticity in ecosystem services: exploring the

- variable relationship between ecosystems and human well-being. *Ecol. Soc.* 21(2), 11. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08173-210211>
- De Juan S., Gelcich, S., Ospina-Álvarez, A., Pérez-Matus, A., Fernández, M., 2015. Applying an ecosystem service approach to unravel links between ecosystems and society in the coast of central Chile. *Sci. Total Environ.* 533, 122-132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.094>
- Delgado, L., Marin, V.H., 2016. Well-being and the use of ecosystem services by rural households of the Río Cruces watershed, southern Chile. *Ecosyst. Serv.* 21, 81-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.017>
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., Chávez, G., 2002. "Gestión del Agua a Nivel de Cuencas: Teoría y Práctica". CEPAL Naciones Unidas, Serie Recursos Naturales e Infraestructura, No. 47. Santiago, Chile. http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/6407/S028593_es.pdf?sequence=1&isAllowed=y (accessed 17.04.12)
- Eigenbrod, F., Anderson, B.J., Armsworth, P.R., Heinemeyer, A., Jackson, S.F., Parnell, M., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2009. Ecosystem service benefits of contrasting conservation strategies in a human-dominated region. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276, 2903–2911. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2009.0528>.
- ELI. Environmental Law Institute. 2003. Legal Tools and Incentives for Private Lands Conservation in Latin America: Building Models for Success, Washington, D.C. https://cmsdata.iucn.org/downloads/spn_legal_tools_and_incentives_for_private_land_conservation.pdf (accessed 17. 04.12)
- Felipe-Lucía, M., Comín, F.A., Escalera-Reyes, J., 2014. A framework for the social valuation of ecosystem services. *Ambio* 44(4), 308-318. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-014-0555-2>.
- Figueroa, R., Bonada N., Guevara M., Pedreros P., Correa-Araneda F., Díaz M.E., Ruiz, V.H., 2013. Freshwater biodiversity and conservation in Mediterranean

- climate streams of Chile. *Hydrobiologia*, 719, 269-289. .
<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-013-1685-4>
- Floridi, M., Pagni, S., Falorni, S., Luzzati, T., 2011. An exercise in composite indicators construction: assessing the sustainability of Italian regions. *Ecol. Econ.* 70, 1440–1447. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.003>
- Gobierno de Chile. 2014. “Proyecto de ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas”, Boletín, N° 940412, Santiago.
- Grant, F., Young, J., Harrison, P., Sykes, M., Skourtos, M., Rounsevell, M., Kluva Nkova-Oravska, T., Settele, J., Musche, M., Anton, C., Watt, A., 2008. Ecosystem Services and Drivers of Biodiversity Change. Report of the RUBICODE. Chapter: Approaches to ecosystem service assessment in forest ecosystems (Sandra Luque), Publisher: Funded under the European Commission Sixth Framework Programme
[https://www.researchgate.net/publication/235972929 Ecosystem Services and Drivers of Biodiversity Change](https://www.researchgate.net/publication/235972929_Ecosystem_Services_and_Drivers_of_Biodiversity_Change) (accessed 17.05.13)
- GWP, Global Water Partnership, Technical Advisory Committee (TAC). 2000. Integrated Water Resources Management, TAC Background Papers N° 4. www.gwpforum.org/gwp/library/TACNO4.PDF (accessed 17. 05.12)
- Hackbart, V., De Lima, G., Dos Santos, R., 2017. Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going? *Ecosyst. Serv.* 23, 218-227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.010>
- Harrison, P.A, Vandewalle, M., Sykes, M., Berry, P., Bugter, R., De Bello, F., Feld, C., Grandin, U., Harrington, R., Haslett, J., Jongman, R., Suerte, G., Martins Da Silva, P., Moora, M., Settele, J., Sousa, J., Zobel, M., 2010. Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodivers. Conserv.* 19, 2791-2821. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9789-x>

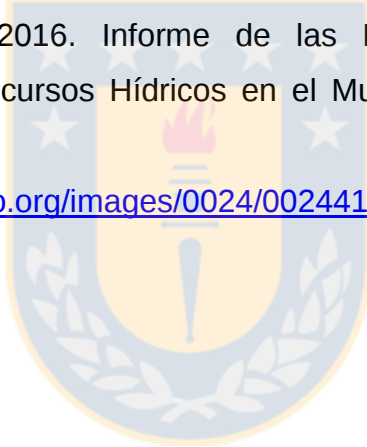
- Hermann, A., Schleifer, S., Wrba, T., 2011. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. *Living. Rev. Landsc. Res* 5, 1–37. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-1>
- Jones, J.B., Mulholland, P.J., 2000. *Streams and Ground Water*. Academic Press, San Diego, USA.
- Kelble, C.R., Loomis, D.K., Lovelace, S., Nuttle, W.K., Ortner, P.B., Fletcher, P., Cook, G., Lorenz, J., Boyer, J., 2013. The EBM-DPSER Conceptual Model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR Framework. *PLoS ONE* 8(8), e70766. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070766>
- La Notte, A., Liqueste, C., Grizzetti, B., Maes, J., Egoh, B.N., Paracchini, M.L., 2015. An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. *Ecol. Indic.* 48, 292–302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.006>.
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., Winn, J., 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium ecosystem assessments: an analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Lomas, P.L., Montes, C., 2009. Effects of spatial and temporal scales on cultural services valuation. *J. Environ. Manage.* 90, 1050–1059. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.03.013>
- Martín-López, B., Montes, C., 2011. Los sistemas socio-ecológicos: entendiendo las relaciones entre la biodiversidad y el bienestar humano. *Biodiversidad y servicios de los ecosistemas. Biodiversidad en España: base de la sostenibilidad ante el cambio global. Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE)* 6 (1), 444–465. https://www.uam.es/gruposinv/socioeco/documentos/Martin-Lopez%20y%20Montes_OSE.pdf. (accessed 17.05.12)

- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M... Montes, C., 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. PLoS ONE 7, e38970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Meléndez, M., 2013. El Agua un Recurso estratégico en Chile: Propuesta Estratégica para la Gestión Integral en la Zona Norte-Chile. Strategy manag. Bus. Rev. 4(2), 29-42. <http://www.exeedu.com/publishing.cl/inicio.php?lnk=ctnd&id=263>
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Our Human Planet: Summary for Decision Makers. Island Press. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> (accessed 17.04.12)
- Mittermeier, R., Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., Fonseca, G., 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically wealthiest and most threatened ecosystems. CEMEX, México DF, México.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile, Elaborado en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica. http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/01/Libro_Convenio_sobre_diversidad_Biologica.pdf (accessed 17.04.12)
- Naeem, S., Chazdon, R., Duffy, J., Prager, C., Worm, B., 2016. Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. Proc. R. Soc. B. 283, 20162091 <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.2091>
- Neiman, R., Dudgeon, D., 2011. Global alteration of freshwaters: Influences on human and environmental well-being. Ecol.Res. 26 (5), 865-873. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-010-0693-3>
- Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, A.A., Cassman, K., Defries, R., Dietz, T., Dobermann, A., Dobson, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R., Zurek, M., 2006. Anthropogenic drivers of ecosystem change:

- an overview. *Ecol. Soc.* 11, 29.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art29>
- OCDE, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos—OCDE/OECD. 1993. Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Environment Monographs 83. Paris: OCDE.
<http://enrin.grida.no/htmls/armenia/soe2000/eng/oecdind.pdf> (accessed 17.04.13)
- Ojea, E., Martin-Ortega, J., Chiabai, A., 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environ. Sci. Policy* 19, 1–15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.002>.
- Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social–ecological systems. *Science* 325, 419–422.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1172133>
- Parra, O., Figueroa, R., Valdovinos, C., Habit, E., Díaz, M.E., 2013. Programa de monitoreo de la calidad del agua del sistema Río Biobío 1994-2012: Aplicación del Anteproyecto de Norma Secundaria de la Calidad Ambiental (NSCA) del río Biobío. Editorial Universidad de Concepción, Chile.
- Peterson, G., Allen, C.R., Holling, C.S., 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1, 6-18. <http://dx.doi.org/10.1007/s100219900002>
- Pikitch, E., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O. ...Houde, E.D. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*. 305, 346-347. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1098222>
- Pinto, R., De Jonge, V.N., Marques, J.C., 2014. Linking biodiversity indicators, ecosystem functioning, provision of services and human well-being in estuarine systems: application of a conceptual framework. *Ecol. Indic.* 36, 644–655, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.015>.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Tengo, M., Bennett, E.M., Holland, T., Benessaiah, K., Macdonald, G.K., Pfeifer, L., 2010. Untangling the environmentalist's paradox: why is human well-being increasing as

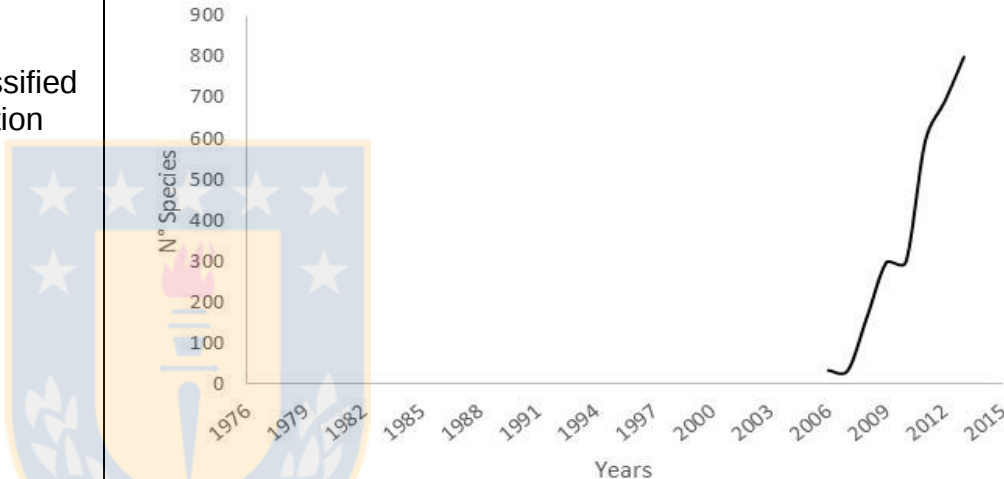
- ecosystem services degrade? *BioScience* 60, 576–589.
<https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.4>
- Rathwell, K.J., Peterson, G.D., 2012. Connecting social networks with ecosystem services for watershed governance: a social–ecological network perspective highlights the critical role of bridging organizations. *Ecol. Soc.* 17 (2), 24.
<http://dx.doi.org/10.5751/ES-04810-170224>
- Rodríguez, J. P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A.P., Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol. Soc.* 11(1).
<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>
- Rounsevell, M., Dawson, T., Harrison, P., 2010. A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodivers. Conserv.* 19, 2823–2842. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9838-5>
- Santos-Martín, F., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguado, M., Benayas, J., Montes, C., 2013. Unraveling the relationships between ecosystems and human wellbeing in Spain. *PLOS ONE* 8 (9), e73249,
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0073249>.
- Seifert-Dähnn, I., Barkved, L.J., Interwies, E., 2015. Implementation of the ecosystem service concept in water management – challenges and ways forward. *Sustain. Water Qual. Ecol.* 5, 3-8.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.swage.2015.01.007>.
- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., Cox, N.A...Young, B. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322, 225–230. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1165115>
- Smith, L., Case, J., Smith, H., Harwell, L., Summers, J., 2013. Relating ecosystem services to domains of human well-being: foundation for a US. *Ecol. Indic.* 28, 79–90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.032>
- Song, X., Frostell, B., 2012. The DPSIR Framework and a Pressure-Oriented Water Quality Monitoring Approach to Ecological River Restoration. *Water* 4, 670-682. <http://dx.doi.org/10.3390/w4030670>

- SPSS IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp. <https://www-01.ibm.com/support/docview.wss?uid=swg21646821> (accessed 17.02.10)
- Vidal-Abarca, M.R., Suárez Alonso, M.L., Santos-Martín, F., Martín-López, B., Benayas, J., Montes, C., 2014. Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: an ecosystem services approach. *Ecol. Complexity*, 20, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.07.002>
- Ward, J.V., Wiens, J.A., 2001. Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 1, 25–36.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). 2016. Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2016: Agua y Empleo. París, UNESCO. <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002441/244103s.pdf> (accessed 17.04.12)



Supplementary Data

Appendix A. Biodiversity indicators

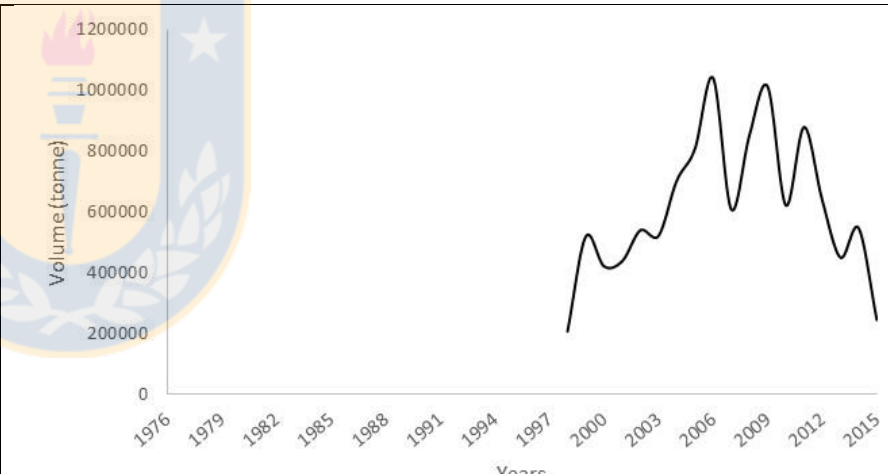
Biodiversity	Indicator description	Rationale	Indicator evolution																		
Biodiversity loss	Reglamento de Clasificación de especies de Chile Period: 2006-2013 Units: Number Source: MMA 2014	Number of species classified in conservation status	 <table><caption>Estimated data for Biodiversity loss indicator</caption><tr><th>Year</th><th>Number of species</th></tr><tr><td>2006</td><td>0</td></tr><tr><td>2007</td><td>10</td></tr><tr><td>2008</td><td>100</td></tr><tr><td>2009</td><td>300</td></tr><tr><td>2010</td><td>300</td></tr><tr><td>2011</td><td>600</td></tr><tr><td>2012</td><td>700</td></tr><tr><td>2013</td><td>800</td></tr></table>	Year	Number of species	2006	0	2007	10	2008	100	2009	300	2010	300	2011	600	2012	700	2013	800
Year	Number of species																				
2006	0																				
2007	10																				
2008	100																				
2009	300																				
2010	300																				
2011	600																				
2012	700																				
2013	800																				

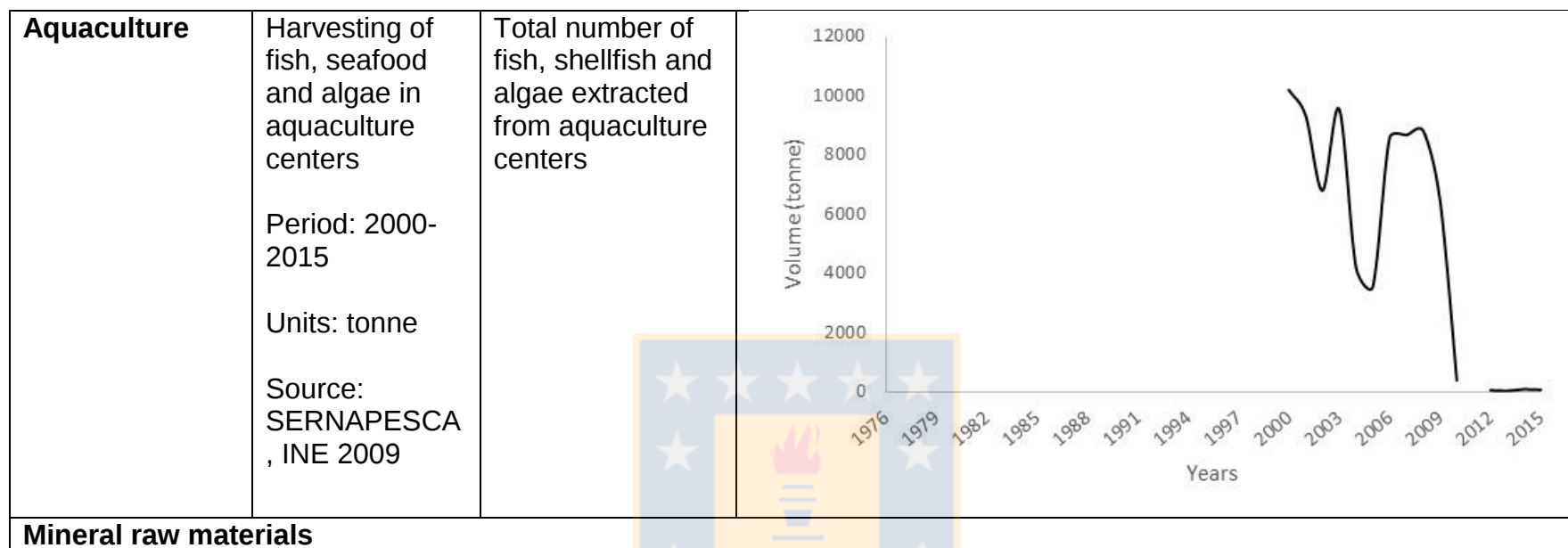
REFERENCES

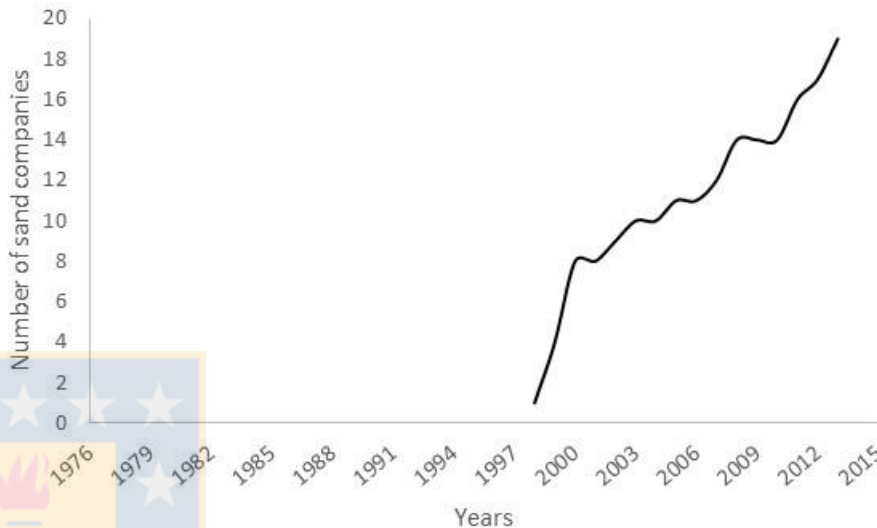
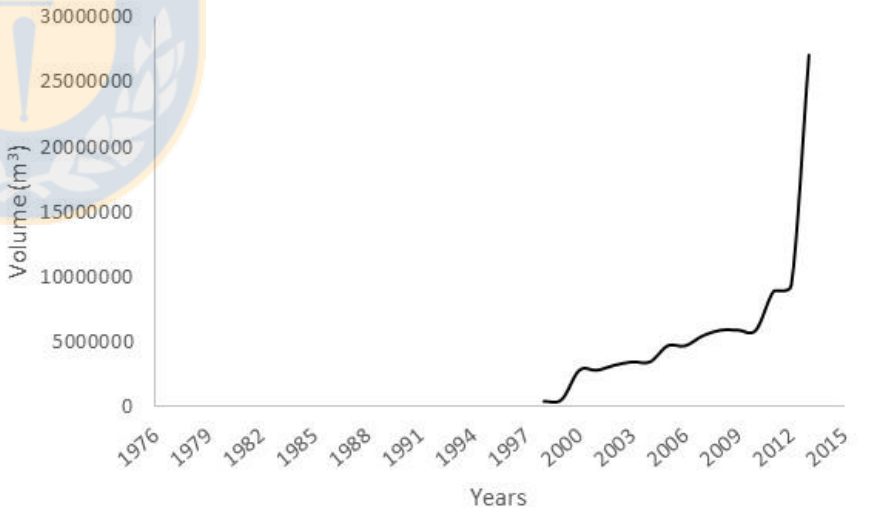
MMA, Ministerio de Medio Ambiente. 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile. Elaborado en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). Ministerio de Medio Ambiente, Chile, 140 pp.

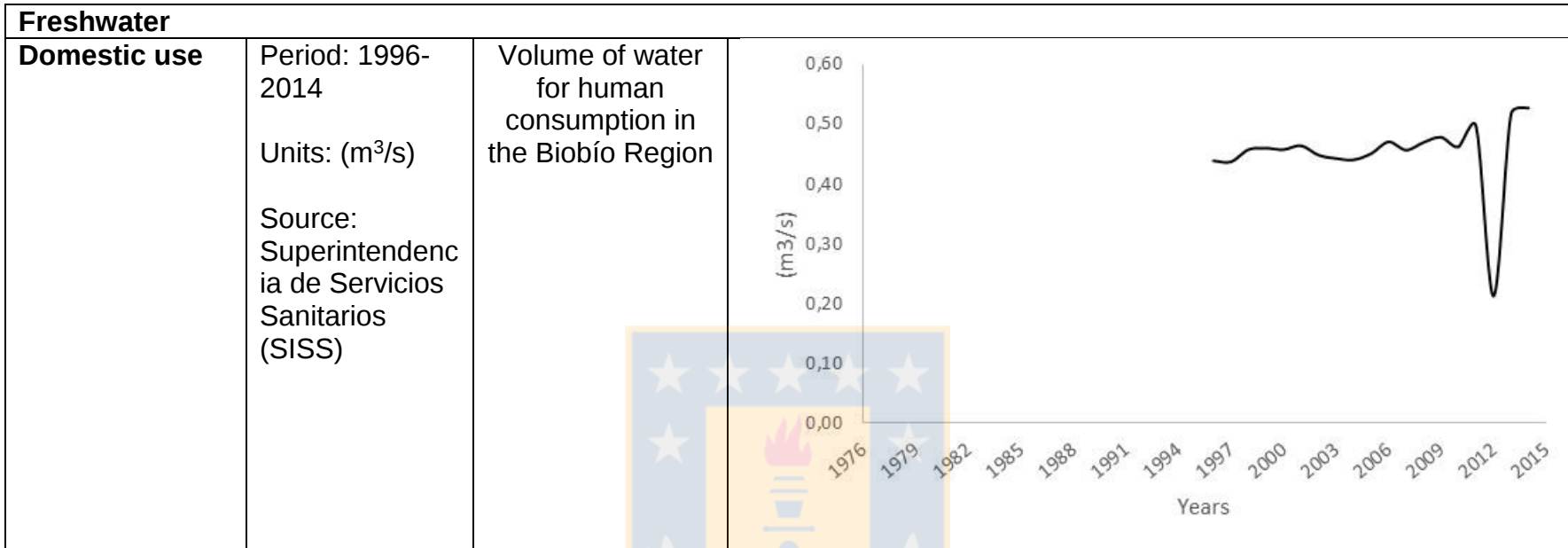
<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/> (accessed 17.04.12)

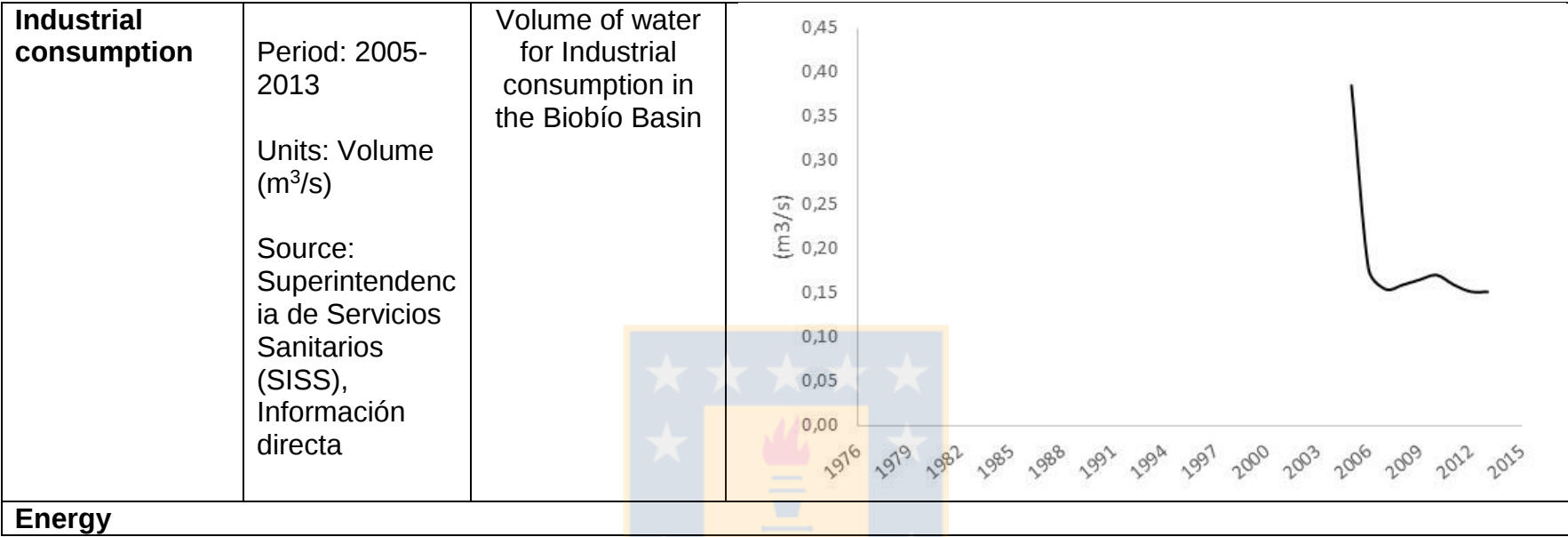
Appendix B. Ecosystem services indicators (provisioning, regulating, and cultural)

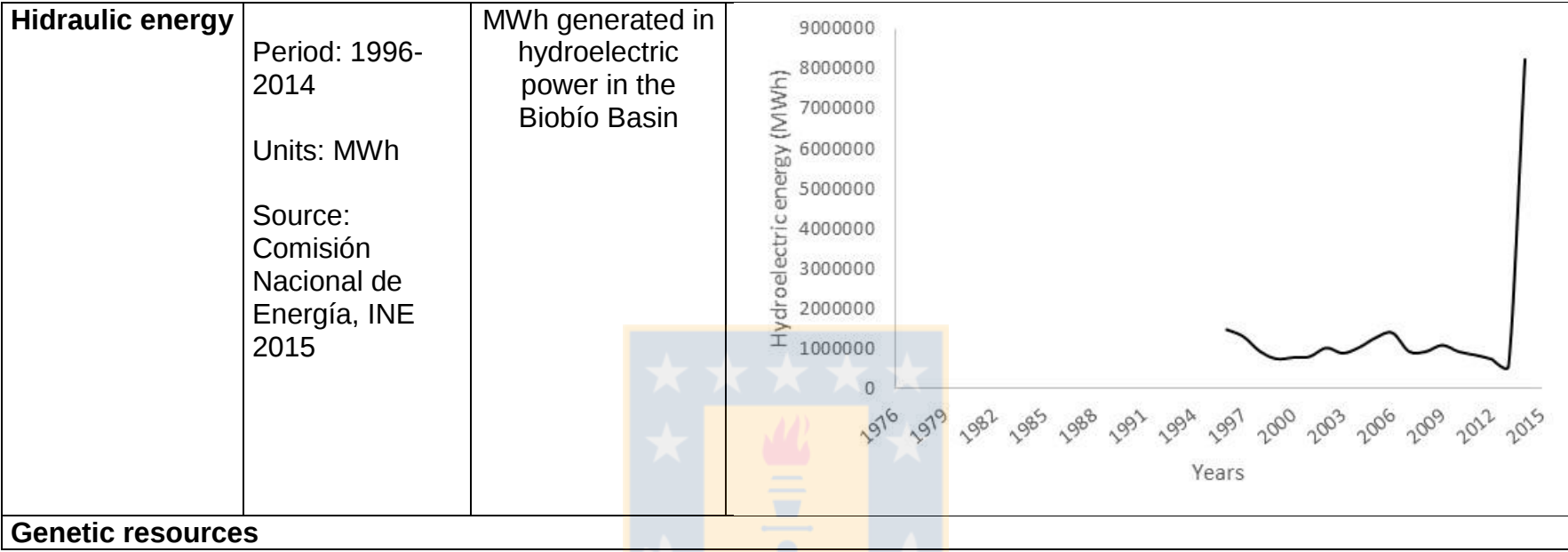
Ecosystem service	Indicator description	Rationale	Indicator evolution																						
PROVISIONING																									
Food																									
Capture fisheries	Harvesting of fish, shellfish and algae by artisanal fishing Period: 1998-2015 Units: tonne. Source: SERNAPESCA , INE 2009, FEREPa 2015	Total number of fish, shellfish and algae extracted by artisanal fishing	 <table><caption>Estimated data points for Capture Fisheries Volume (tonne)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (tonne)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1998</td><td>200,000</td></tr><tr><td>2000</td><td>500,000</td></tr><tr><td>2002</td><td>550,000</td></tr><tr><td>2004</td><td>700,000</td></tr><tr><td>2006</td><td>1,100,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>600,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>1,050,000</td></tr><tr><td>2011</td><td>650,000</td></tr><tr><td>2013</td><td>850,000</td></tr><tr><td>2015</td><td>400,000</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (tonne)	1998	200,000	2000	500,000	2002	550,000	2004	700,000	2006	1,100,000	2008	600,000	2009	1,050,000	2011	650,000	2013	850,000	2015	400,000
Year	Volume (tonne)																								
1998	200,000																								
2000	500,000																								
2002	550,000																								
2004	700,000																								
2006	1,100,000																								
2008	600,000																								
2009	1,050,000																								
2011	650,000																								
2013	850,000																								
2015	400,000																								

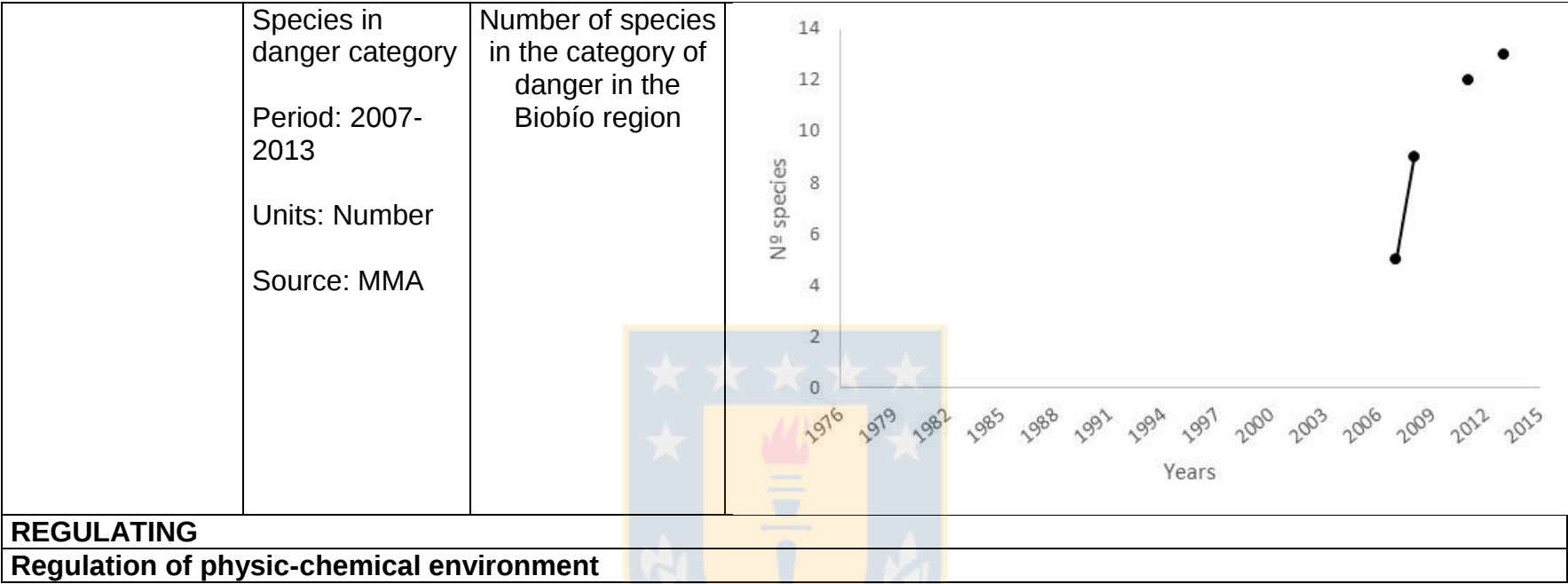


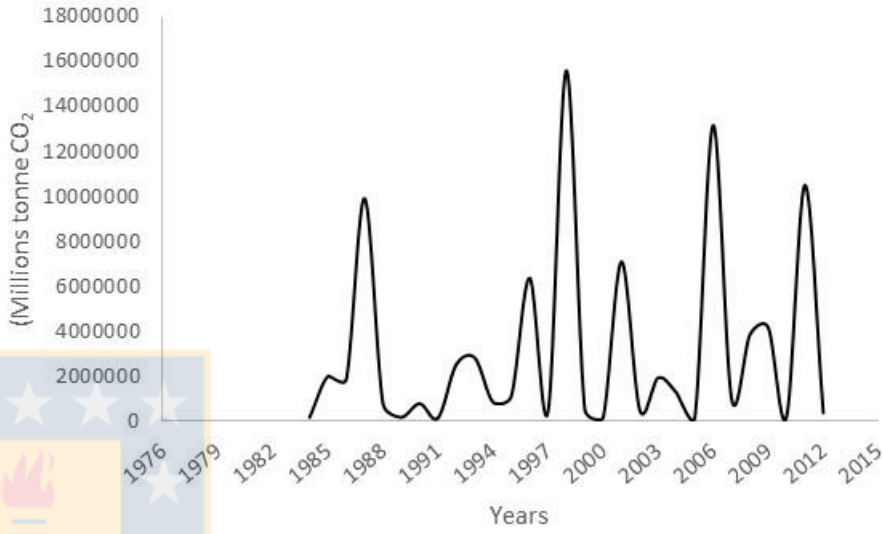
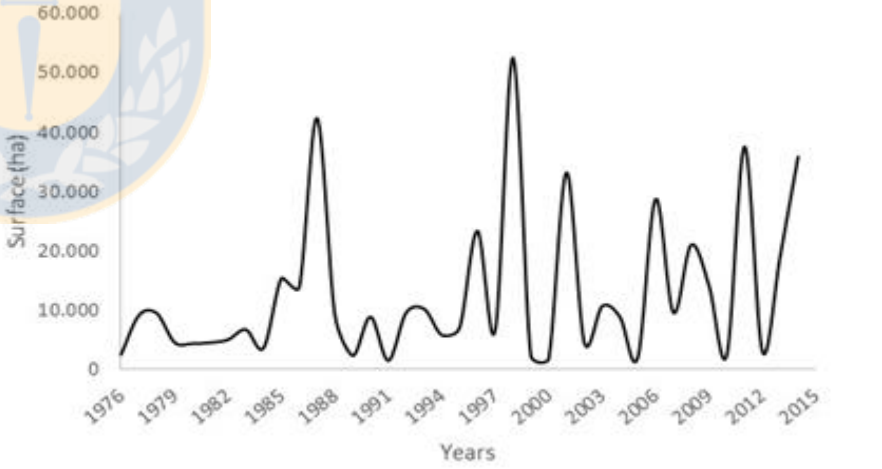
Gravel/sand	Period: 1998-2013 Units: Number Source: Servicio Evaluación Ambiental (SEA)	Number of sand companies	 <table><caption>Number of sand companies (1998-2013)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number of sand companies</th></tr></thead><tbody><tr><td>1998</td><td>1</td></tr><tr><td>1999</td><td>4</td></tr><tr><td>2000</td><td>8</td></tr><tr><td>2001</td><td>8</td></tr><tr><td>2002</td><td>9</td></tr><tr><td>2003</td><td>10</td></tr><tr><td>2004</td><td>10</td></tr><tr><td>2005</td><td>11</td></tr><tr><td>2006</td><td>11</td></tr><tr><td>2007</td><td>12</td></tr><tr><td>2008</td><td>14</td></tr><tr><td>2009</td><td>14</td></tr><tr><td>2010</td><td>15</td></tr><tr><td>2011</td><td>16</td></tr><tr><td>2012</td><td>17</td></tr><tr><td>2013</td><td>19</td></tr></tbody></table>	Year	Number of sand companies	1998	1	1999	4	2000	8	2001	8	2002	9	2003	10	2004	10	2005	11	2006	11	2007	12	2008	14	2009	14	2010	15	2011	16	2012	17	2013	19
Year	Number of sand companies																																				
1998	1																																				
1999	4																																				
2000	8																																				
2001	8																																				
2002	9																																				
2003	10																																				
2004	10																																				
2005	11																																				
2006	11																																				
2007	12																																				
2008	14																																				
2009	14																																				
2010	15																																				
2011	16																																				
2012	17																																				
2013	19																																				
	Extraction of gravel Period: 1998-2013 Units: (m³) Source: Servicio Evaluación Ambiental (SEA)	Volume extraction of aggregates associated with the Biobío Basin	 <table><caption>Volume extraction of aggregates (1998-2013)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (m³)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1998</td><td>100,000,000</td></tr><tr><td>1999</td><td>200,000,000</td></tr><tr><td>2000</td><td>300,000,000</td></tr><tr><td>2001</td><td>350,000,000</td></tr><tr><td>2002</td><td>400,000,000</td></tr><tr><td>2003</td><td>450,000,000</td></tr><tr><td>2004</td><td>500,000,000</td></tr><tr><td>2005</td><td>550,000,000</td></tr><tr><td>2006</td><td>600,000,000</td></tr><tr><td>2007</td><td>650,000,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>700,000,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>800,000,000</td></tr><tr><td>2010</td><td>900,000,000</td></tr><tr><td>2011</td><td>900,000,000</td></tr><tr><td>2012</td><td>1,000,000,000</td></tr><tr><td>2013</td><td>2,800,000,000</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (m³)	1998	100,000,000	1999	200,000,000	2000	300,000,000	2001	350,000,000	2002	400,000,000	2003	450,000,000	2004	500,000,000	2005	550,000,000	2006	600,000,000	2007	650,000,000	2008	700,000,000	2009	800,000,000	2010	900,000,000	2011	900,000,000	2012	1,000,000,000	2013	2,800,000,000
Year	Volume (m³)																																				
1998	100,000,000																																				
1999	200,000,000																																				
2000	300,000,000																																				
2001	350,000,000																																				
2002	400,000,000																																				
2003	450,000,000																																				
2004	500,000,000																																				
2005	550,000,000																																				
2006	600,000,000																																				
2007	650,000,000																																				
2008	700,000,000																																				
2009	800,000,000																																				
2010	900,000,000																																				
2011	900,000,000																																				
2012	1,000,000,000																																				
2013	2,800,000,000																																				

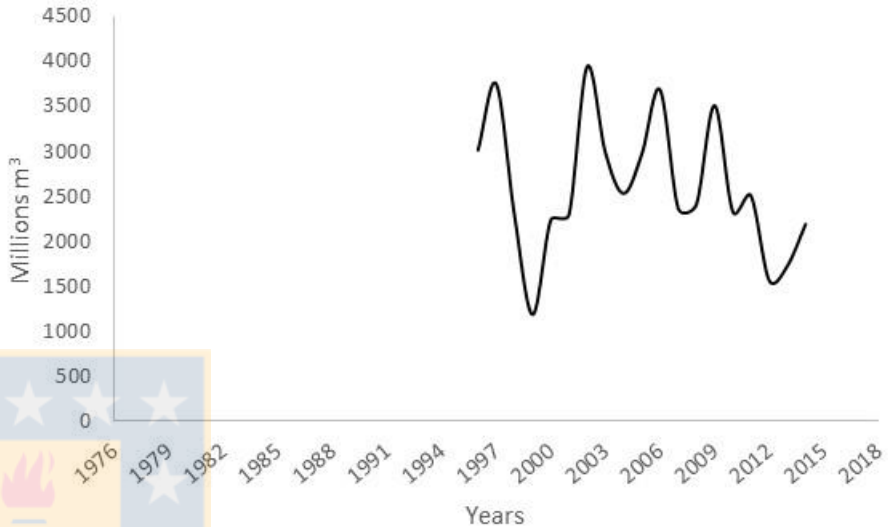
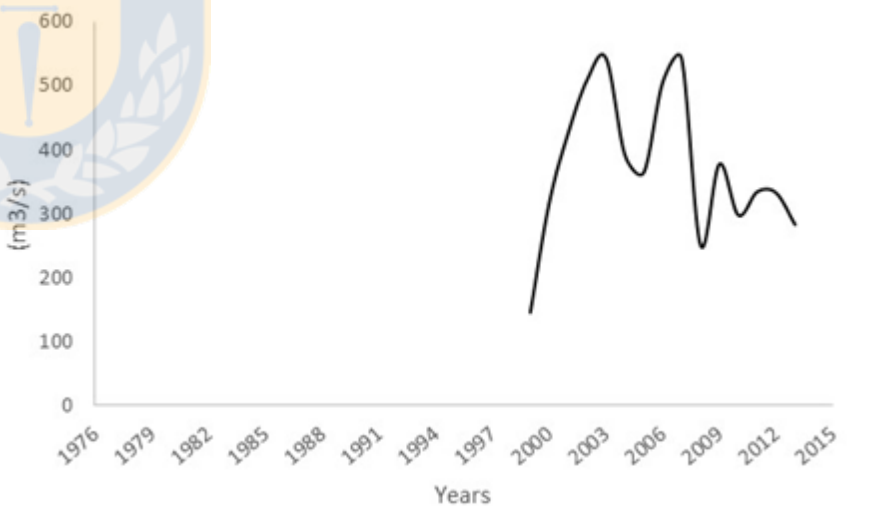


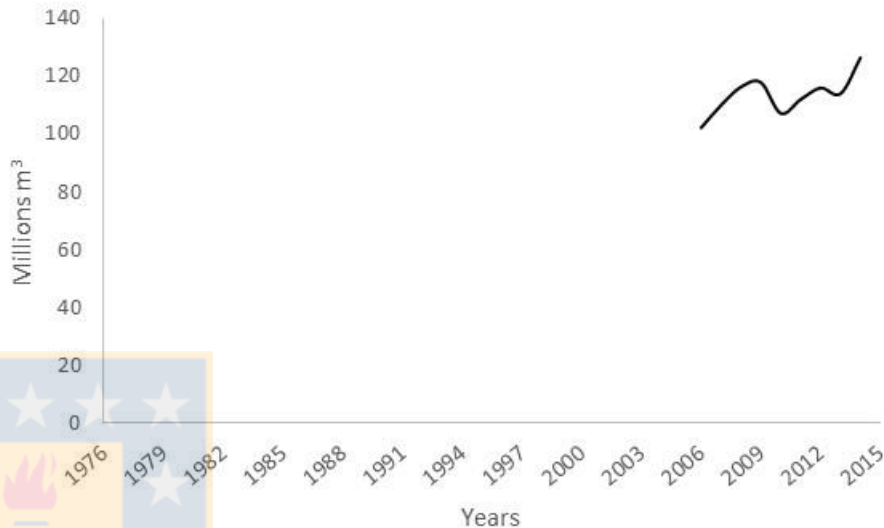
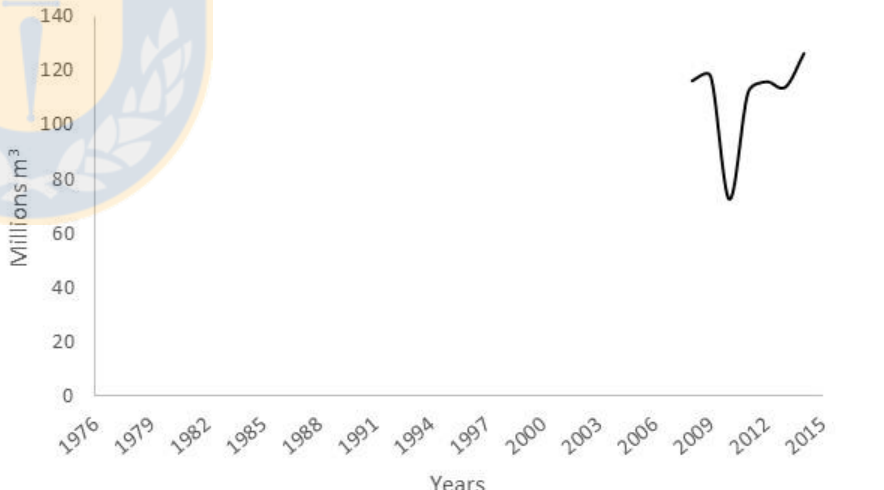


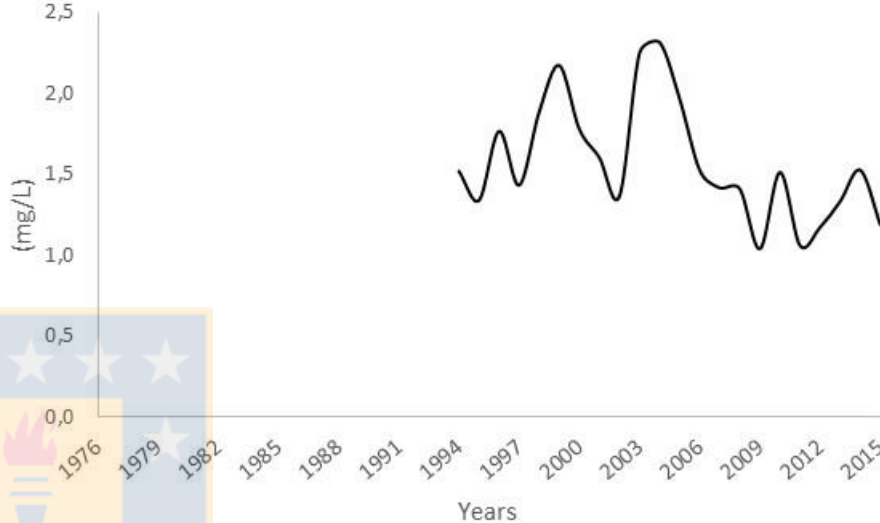


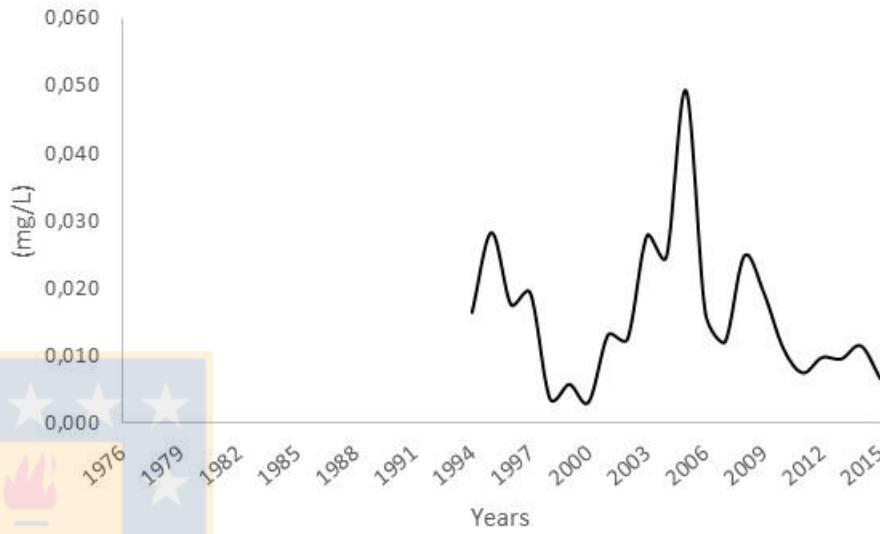
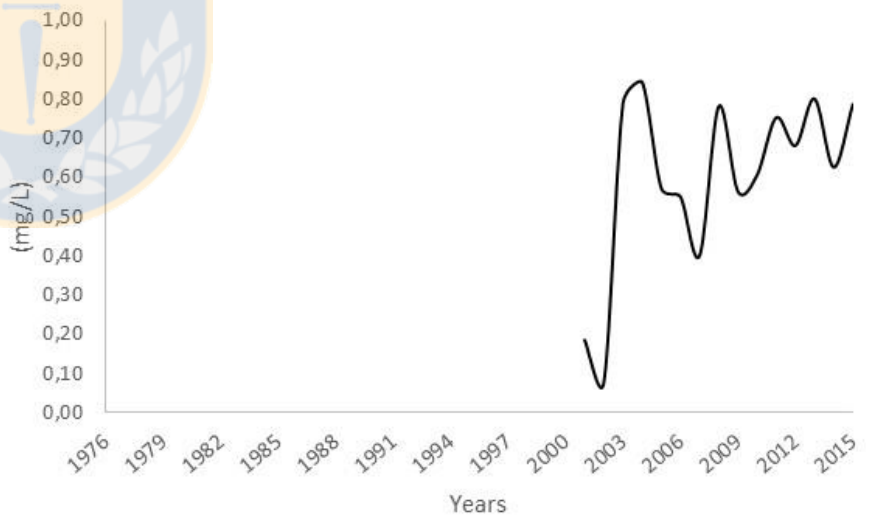


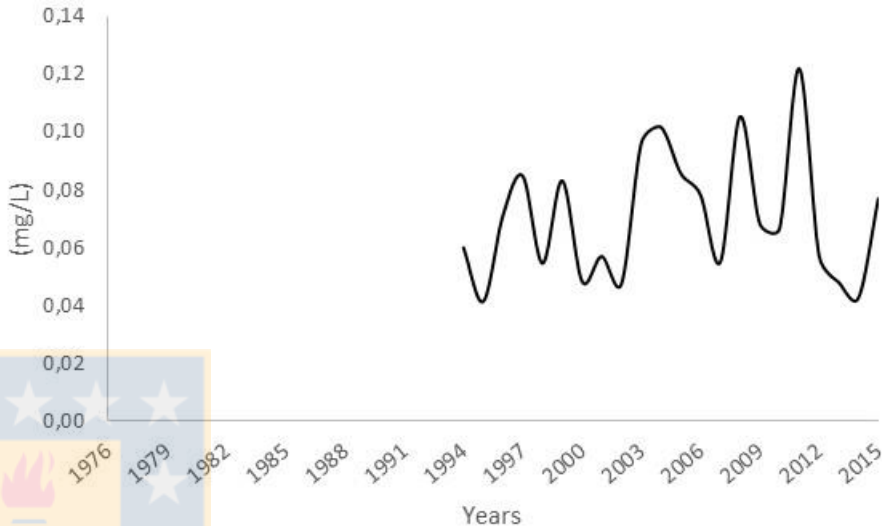
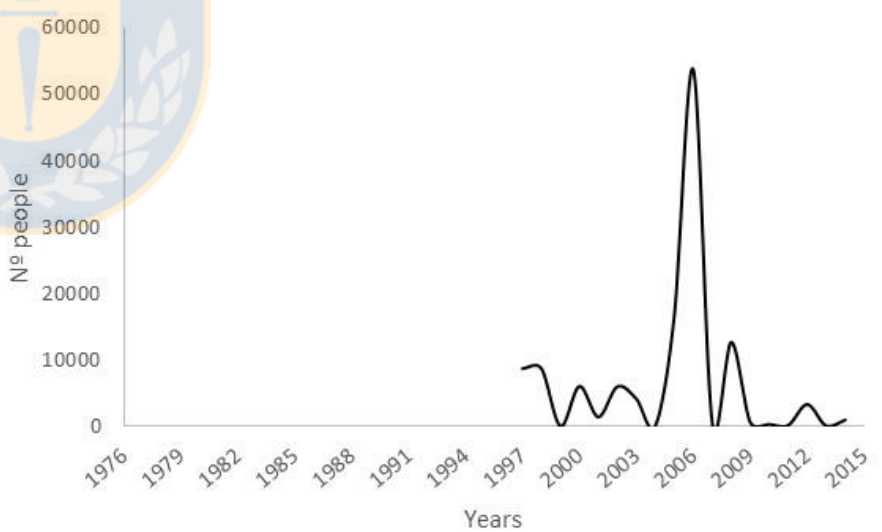
Climate regulation	Loss of CO₂ capture from forest fires Period: 1984-2012 Units: Millions tonne CO₂ Source: Díaz et al. unpublished		
	Forest Surface affected Period: 1976-2014 Units: Hectares (ha) Source: Díaz et al. unpublished	Loss of vegetation as a possible CO₂ reservoir	

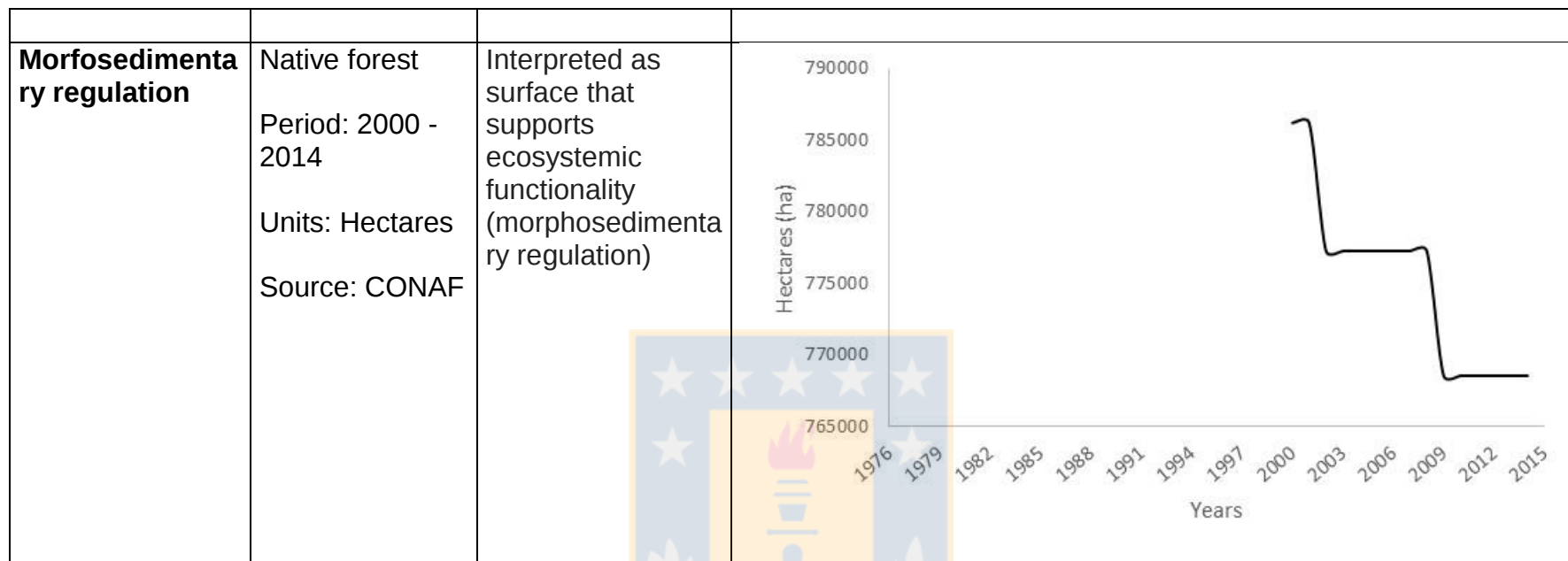
Water regulation	Volume of water stored in reservoirs Period: 1996-2014 Units: Millions. m³ Source: Dirección General de Aguas	It is interpreted as the loss of water regulation capacity of river ecosystems.	
	Flow Period: 1999-2013 Units: m³/s Source: Dirección General de Aguas	Evidence of the loss of natural regulation of the river ecosystems of the Biobío Basin.	

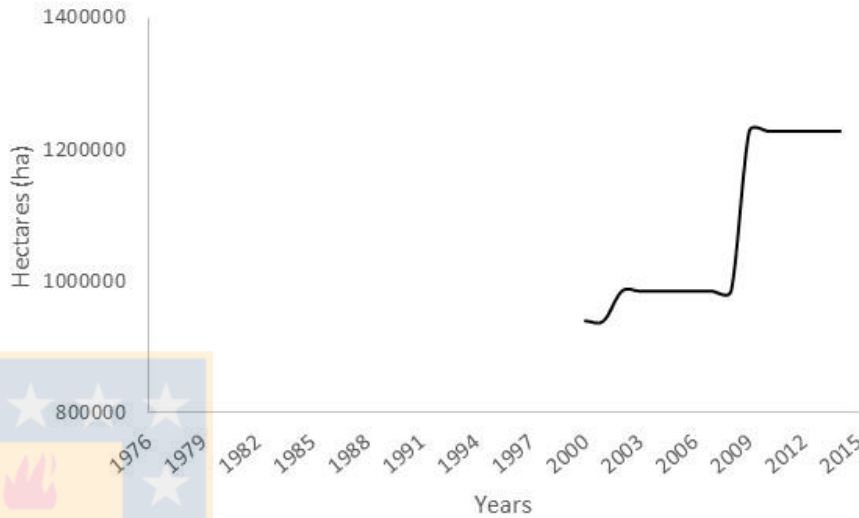
Water purification and waste treatment	Volumes of wastewater generated Period:2006 - 2014 Units: Millions m³ Source: Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS)	Indicator of the loss of self-purification capacity of the fluvial ecosystems of the Biobío Basin	 <table><caption>Wastewater Generated (Millions m³)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (Millions m³)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2006</td><td>100</td></tr><tr><td>2007</td><td>110</td></tr><tr><td>2008</td><td>115</td></tr><tr><td>2009</td><td>105</td></tr><tr><td>2010</td><td>110</td></tr><tr><td>2011</td><td>115</td></tr><tr><td>2012</td><td>110</td></tr><tr><td>2013</td><td>115</td></tr><tr><td>2014</td><td>125</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (Millions m³)	2006	100	2007	110	2008	115	2009	105	2010	110	2011	115	2012	110	2013	115	2014	125
Year	Volume (Millions m³)																						
2006	100																						
2007	110																						
2008	115																						
2009	105																						
2010	110																						
2011	115																						
2012	110																						
2013	115																						
2014	125																						
	Volumes of treated wastewater Period:2008 - 2014 Units: Millions m³ Source: Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS)	Indicator of the loss of self-purification capacity of the fluvial ecosystems of the Biobío Basin	 <table><caption>Treated Wastewater (Millions m³)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (Millions m³)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2008</td><td>110</td></tr><tr><td>2009</td><td>75</td></tr><tr><td>2010</td><td>110</td></tr><tr><td>2011</td><td>115</td></tr><tr><td>2012</td><td>110</td></tr><tr><td>2013</td><td>115</td></tr><tr><td>2014</td><td>115</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (Millions m³)	2008	110	2009	75	2010	110	2011	115	2012	110	2013	115	2014	115				
Year	Volume (Millions m³)																						
2008	110																						
2009	75																						
2010	110																						
2011	115																						
2012	110																						
2013	115																						
2014	115																						

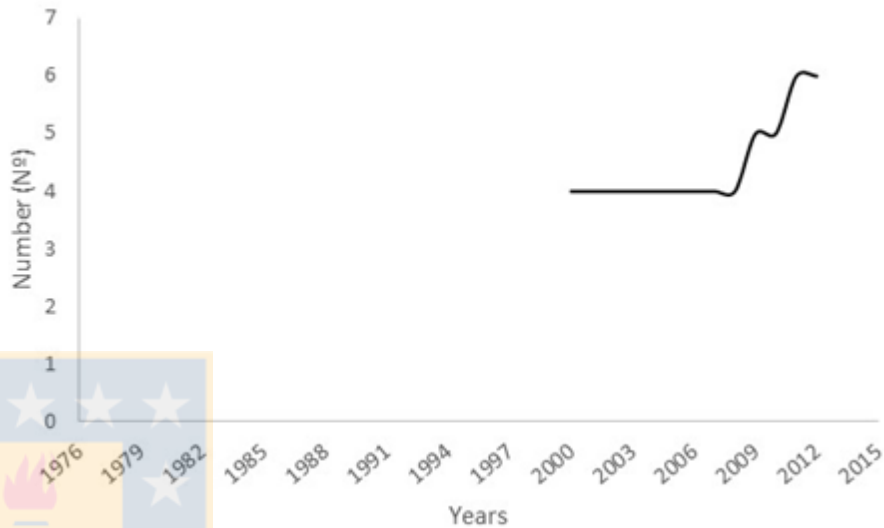
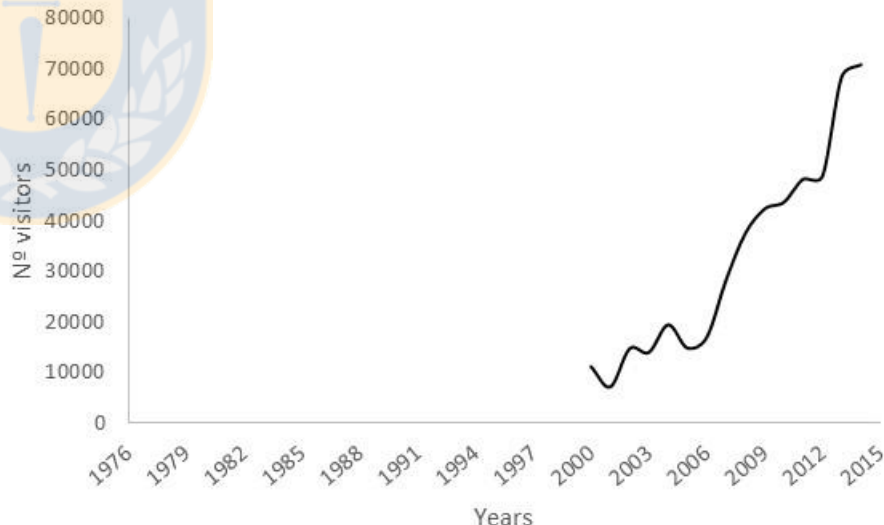
Water quality regulation	Concentration of BOD₅ in water Period:1994 - 2015 Units: (mg/L) Source: MMA 2016	It is interpreted as the loss of biological control capacity by the fluvial ecosystems.	 <table><caption>Estimated BOD₅ Concentration Data (mg/L)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Concentration (mg/L)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1994</td><td>1,4</td></tr><tr><td>1995</td><td>1,8</td></tr><tr><td>1996</td><td>1,5</td></tr><tr><td>1997</td><td>2,2</td></tr><tr><td>1998</td><td>1,8</td></tr><tr><td>1999</td><td>1,5</td></tr><tr><td>2000</td><td>2,2</td></tr><tr><td>2001</td><td>1,8</td></tr><tr><td>2002</td><td>1,4</td></tr><tr><td>2003</td><td>2,3</td></tr><tr><td>2004</td><td>1,8</td></tr><tr><td>2005</td><td>1,5</td></tr><tr><td>2006</td><td>1,4</td></tr><tr><td>2007</td><td>1,4</td></tr><tr><td>2008</td><td>1,0</td></tr><tr><td>2009</td><td>1,5</td></tr><tr><td>2010</td><td>1,0</td></tr><tr><td>2011</td><td>1,2</td></tr><tr><td>2012</td><td>1,4</td></tr><tr><td>2013</td><td>1,2</td></tr><tr><td>2014</td><td>1,4</td></tr><tr><td>2015</td><td>1,5</td></tr></tbody></table>	Year	Concentration (mg/L)	1994	1,4	1995	1,8	1996	1,5	1997	2,2	1998	1,8	1999	1,5	2000	2,2	2001	1,8	2002	1,4	2003	2,3	2004	1,8	2005	1,5	2006	1,4	2007	1,4	2008	1,0	2009	1,5	2010	1,0	2011	1,2	2012	1,4	2013	1,2	2014	1,4	2015	1,5
Year	Concentration (mg/L)																																																
1994	1,4																																																
1995	1,8																																																
1996	1,5																																																
1997	2,2																																																
1998	1,8																																																
1999	1,5																																																
2000	2,2																																																
2001	1,8																																																
2002	1,4																																																
2003	2,3																																																
2004	1,8																																																
2005	1,5																																																
2006	1,4																																																
2007	1,4																																																
2008	1,0																																																
2009	1,5																																																
2010	1,0																																																
2011	1,2																																																
2012	1,4																																																
2013	1,2																																																
2014	1,4																																																
2015	1,5																																																

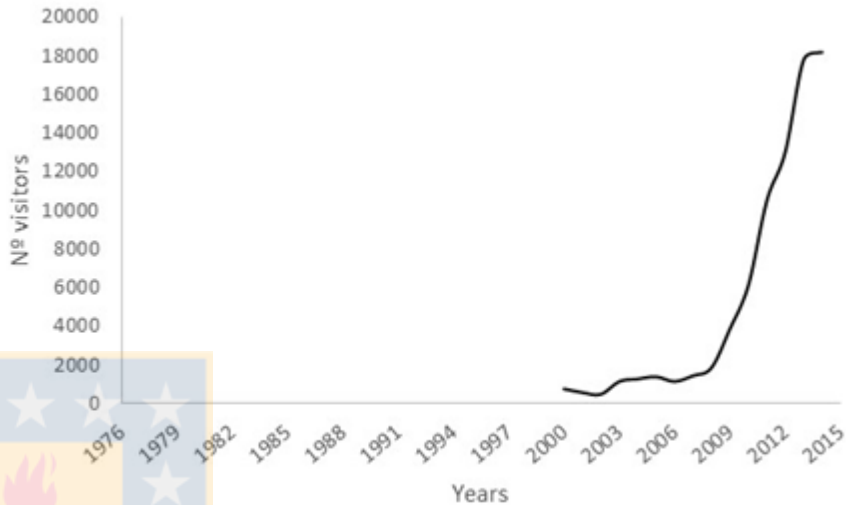
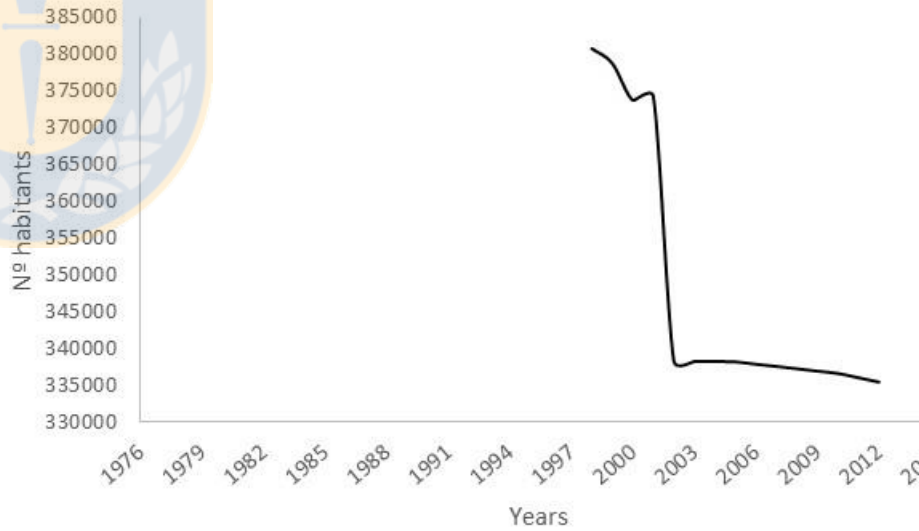
	Concentration of nitrites in water Period:1994 - 2015 Units: (mg/L) Source: MMA 2016	It is interpreted as the loss of biological control capacity by the fluvial ecosystems.	 <table><caption>Approximate data for Nitrites Concentration (mg/L)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Concentration (mg/L)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1994</td><td>0,015</td></tr><tr><td>1995</td><td>0,028</td></tr><tr><td>1996</td><td>0,018</td></tr><tr><td>1997</td><td>0,020</td></tr><tr><td>1998</td><td>0,010</td></tr><tr><td>1999</td><td>0,005</td></tr><tr><td>2000</td><td>0,008</td></tr><tr><td>2001</td><td>0,012</td></tr><tr><td>2002</td><td>0,025</td></tr><tr><td>2003</td><td>0,028</td></tr><tr><td>2004</td><td>0,025</td></tr><tr><td>2005</td><td>0,050</td></tr><tr><td>2006</td><td>0,015</td></tr><tr><td>2007</td><td>0,012</td></tr><tr><td>2008</td><td>0,025</td></tr><tr><td>2009</td><td>0,015</td></tr><tr><td>2010</td><td>0,010</td></tr><tr><td>2011</td><td>0,008</td></tr><tr><td>2012</td><td>0,010</td></tr><tr><td>2013</td><td>0,012</td></tr><tr><td>2014</td><td>0,010</td></tr><tr><td>2015</td><td>0,008</td></tr></tbody></table>	Year	Concentration (mg/L)	1994	0,015	1995	0,028	1996	0,018	1997	0,020	1998	0,010	1999	0,005	2000	0,008	2001	0,012	2002	0,025	2003	0,028	2004	0,025	2005	0,050	2006	0,015	2007	0,012	2008	0,025	2009	0,015	2010	0,010	2011	0,008	2012	0,010	2013	0,012	2014	0,010	2015	0,008
Year	Concentration (mg/L)																																																
1994	0,015																																																
1995	0,028																																																
1996	0,018																																																
1997	0,020																																																
1998	0,010																																																
1999	0,005																																																
2000	0,008																																																
2001	0,012																																																
2002	0,025																																																
2003	0,028																																																
2004	0,025																																																
2005	0,050																																																
2006	0,015																																																
2007	0,012																																																
2008	0,025																																																
2009	0,015																																																
2010	0,010																																																
2011	0,008																																																
2012	0,010																																																
2013	0,012																																																
2014	0,010																																																
2015	0,008																																																
	Concentration of nitrates in water Period:2001 - 2015 Units: (mg/L) Source: MMA 2016	It is interpreted as the loss of biological control capacity by the fluvial ecosystems	 <table><caption>Approximate data for Nitrates Concentration (mg/L)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Concentration (mg/L)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2001</td><td>0,15</td></tr><tr><td>2002</td><td>0,05</td></tr><tr><td>2003</td><td>0,55</td></tr><tr><td>2004</td><td>0,85</td></tr><tr><td>2005</td><td>0,55</td></tr><tr><td>2006</td><td>0,55</td></tr><tr><td>2007</td><td>0,40</td></tr><tr><td>2008</td><td>0,55</td></tr><tr><td>2009</td><td>0,80</td></tr><tr><td>2010</td><td>0,55</td></tr><tr><td>2011</td><td>0,65</td></tr><tr><td>2012</td><td>0,75</td></tr><tr><td>2013</td><td>0,65</td></tr><tr><td>2014</td><td>0,80</td></tr><tr><td>2015</td><td>0,75</td></tr></tbody></table>	Year	Concentration (mg/L)	2001	0,15	2002	0,05	2003	0,55	2004	0,85	2005	0,55	2006	0,55	2007	0,40	2008	0,55	2009	0,80	2010	0,55	2011	0,65	2012	0,75	2013	0,65	2014	0,80	2015	0,75														
Year	Concentration (mg/L)																																																
2001	0,15																																																
2002	0,05																																																
2003	0,55																																																
2004	0,85																																																
2005	0,55																																																
2006	0,55																																																
2007	0,40																																																
2008	0,55																																																
2009	0,80																																																
2010	0,55																																																
2011	0,65																																																
2012	0,75																																																
2013	0,65																																																
2014	0,80																																																
2015	0,75																																																

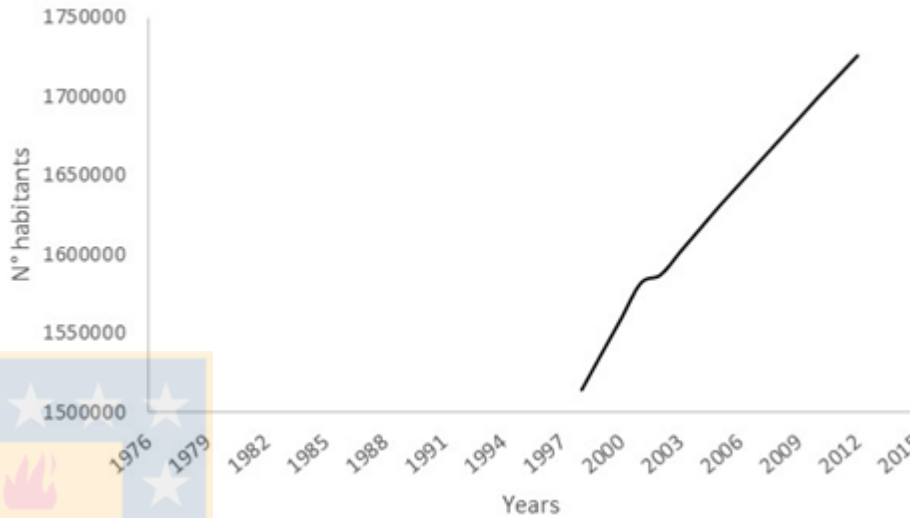
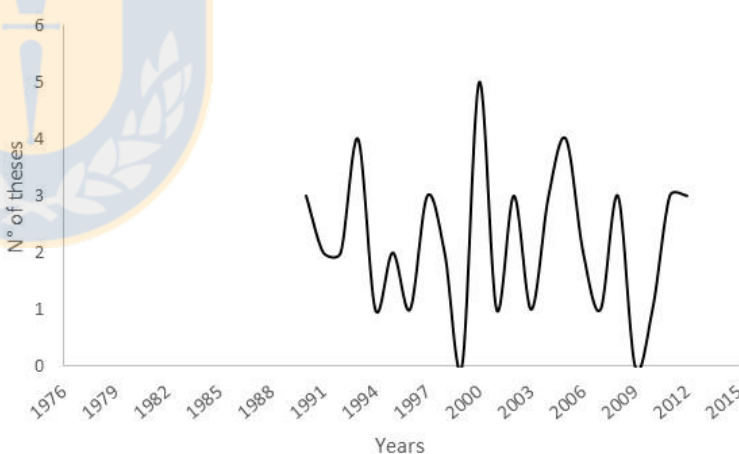
	Phosphorus concentration in water Period:1994 - 2015 Units: (mg/L) Source: MMA 2016	It is interpreted as the loss of biological control capacity by the fluvial ecosystems	 0,14 0,12 0,10 0,08 0,06 0,04 0,02 0,00 (mg/L) Years
Regulation of disturbances	Damaged by storms (floods) Period:1997 - 2014 Units: Number (N°) Source: ONEMI	Number of people affected by flood events.	 60000 50000 40000 30000 20000 10000 0 Nº people Years

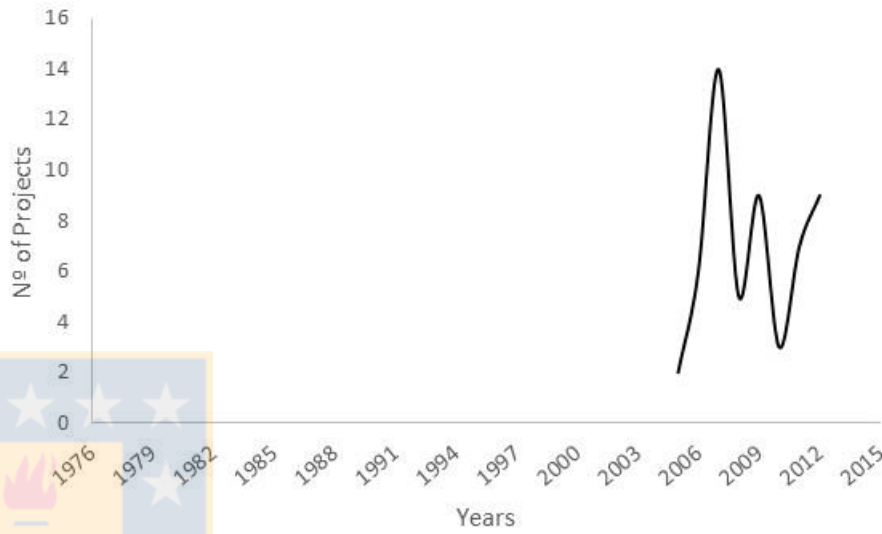
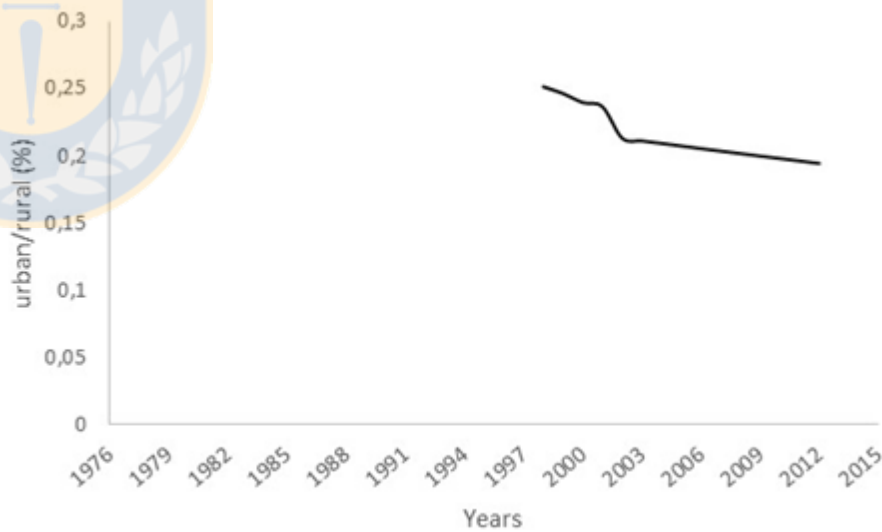


	Plantation forest Period:2000 - 2014 Units: Hectares Source: CONAF	Interpreted as surface that supports ecosystemic functionality (morphosedimentary regulation)	 <table><thead><tr><th>Year</th><th>Hectares (ha)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1976</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1979</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1982</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1985</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1988</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1991</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1994</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>1997</td><td>~800,000</td></tr><tr><td>2000</td><td>~900,000</td></tr><tr><td>2003</td><td>~950,000</td></tr><tr><td>2006</td><td>~950,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>~950,000</td></tr><tr><td>2012</td><td>~1,200,000</td></tr><tr><td>2015</td><td>~1,200,000</td></tr></tbody></table>	Year	Hectares (ha)	1976	~800,000	1979	~800,000	1982	~800,000	1985	~800,000	1988	~800,000	1991	~800,000	1994	~800,000	1997	~800,000	2000	~900,000	2003	~950,000	2006	~950,000	2009	~950,000	2012	~1,200,000	2015	~1,200,000
Year	Hectares (ha)																																
1976	~800,000																																
1979	~800,000																																
1982	~800,000																																
1985	~800,000																																
1988	~800,000																																
1991	~800,000																																
1994	~800,000																																
1997	~800,000																																
2000	~900,000																																
2003	~950,000																																
2006	~950,000																																
2009	~950,000																																
2012	~1,200,000																																
2015	~1,200,000																																
CULTURAL																																	

Landscape aesthetic values	National Reserves Period:2000 - 2012 Units: Number Source: CONAF	Indicator of the demand for cultural services	 <table><caption>Data for Landscape aesthetic values</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number (Nº)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2000</td><td>4</td></tr><tr><td>2001</td><td>4</td></tr><tr><td>2002</td><td>4</td></tr><tr><td>2003</td><td>4</td></tr><tr><td>2004</td><td>4</td></tr><tr><td>2005</td><td>4</td></tr><tr><td>2006</td><td>4</td></tr><tr><td>2007</td><td>4</td></tr><tr><td>2008</td><td>4</td></tr><tr><td>2009</td><td>5</td></tr><tr><td>2010</td><td>5</td></tr><tr><td>2011</td><td>6</td></tr><tr><td>2012</td><td>6</td></tr></tbody></table>	Year	Number (Nº)	2000	4	2001	4	2002	4	2003	4	2004	4	2005	4	2006	4	2007	4	2008	4	2009	5	2010	5	2011	6	2012	6				
Year	Number (Nº)																																		
2000	4																																		
2001	4																																		
2002	4																																		
2003	4																																		
2004	4																																		
2005	4																																		
2006	4																																		
2007	4																																		
2008	4																																		
2009	5																																		
2010	5																																		
2011	6																																		
2012	6																																		
Recreation and ecotourism	Visitors to National Parks Period:2000 - 2014 Units: Number Source: CONAF	Indicator of the demand for cultural services	 <table><caption>Data for Recreation and ecotourism</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Nº visitors</th></tr></thead><tbody><tr><td>2000</td><td>10000</td></tr><tr><td>2001</td><td>15000</td></tr><tr><td>2002</td><td>12000</td></tr><tr><td>2003</td><td>18000</td></tr><tr><td>2004</td><td>15000</td></tr><tr><td>2005</td><td>20000</td></tr><tr><td>2006</td><td>18000</td></tr><tr><td>2007</td><td>25000</td></tr><tr><td>2008</td><td>35000</td></tr><tr><td>2009</td><td>40000</td></tr><tr><td>2010</td><td>45000</td></tr><tr><td>2011</td><td>48000</td></tr><tr><td>2012</td><td>50000</td></tr><tr><td>2013</td><td>55000</td></tr><tr><td>2014</td><td>70000</td></tr></tbody></table>	Year	Nº visitors	2000	10000	2001	15000	2002	12000	2003	18000	2004	15000	2005	20000	2006	18000	2007	25000	2008	35000	2009	40000	2010	45000	2011	48000	2012	50000	2013	55000	2014	70000
Year	Nº visitors																																		
2000	10000																																		
2001	15000																																		
2002	12000																																		
2003	18000																																		
2004	15000																																		
2005	20000																																		
2006	18000																																		
2007	25000																																		
2008	35000																																		
2009	40000																																		
2010	45000																																		
2011	48000																																		
2012	50000																																		
2013	55000																																		
2014	70000																																		

	Visitors to National Reserves Period:2000 - 2014 Units: Number Source: CONAF	Indicator of the demand for cultural services	 <table><caption>Visitors to National Reserves (2000-2014)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Nº visitors</th></tr></thead><tbody><tr><td>2000</td><td>~500</td></tr><tr><td>2001</td><td>~100</td></tr><tr><td>2002</td><td>~500</td></tr><tr><td>2003</td><td>~1000</td></tr><tr><td>2004</td><td>~1000</td></tr><tr><td>2005</td><td>~1000</td></tr><tr><td>2006</td><td>~1000</td></tr><tr><td>2007</td><td>~1500</td></tr><tr><td>2008</td><td>~3000</td></tr><tr><td>2009</td><td>~6000</td></tr><tr><td>2010</td><td>~10000</td></tr><tr><td>2011</td><td>~13000</td></tr><tr><td>2012</td><td>~16000</td></tr><tr><td>2013</td><td>~18000</td></tr><tr><td>2014</td><td>~18000</td></tr></tbody></table>	Year	Nº visitors	2000	~500	2001	~100	2002	~500	2003	~1000	2004	~1000	2005	~1000	2006	~1000	2007	~1500	2008	~3000	2009	~6000	2010	~10000	2011	~13000	2012	~16000	2013	~18000	2014	~18000
Year	Nº visitors																																		
2000	~500																																		
2001	~100																																		
2002	~500																																		
2003	~1000																																		
2004	~1000																																		
2005	~1000																																		
2006	~1000																																		
2007	~1500																																		
2008	~3000																																		
2009	~6000																																		
2010	~10000																																		
2011	~13000																																		
2012	~16000																																		
2013	~18000																																		
2014	~18000																																		
Cultural identity	Evolution Rural population Period:1998 - 2012 Units: Number Source: CONAF	The rural population retain the sense of belonging and cultural values associated with their immediate environment	 <table><caption>Evolution Rural population (1998-2012)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Nº habitants</th></tr></thead><tbody><tr><td>1998</td><td>~380000</td></tr><tr><td>1999</td><td>~378000</td></tr><tr><td>2000</td><td>~375000</td></tr><tr><td>2001</td><td>~370000</td></tr><tr><td>2002</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2003</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2004</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2005</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2006</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2007</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2008</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2009</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2010</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2011</td><td>~338000</td></tr><tr><td>2012</td><td>~335000</td></tr></tbody></table>	Year	Nº habitants	1998	~380000	1999	~378000	2000	~375000	2001	~370000	2002	~338000	2003	~338000	2004	~338000	2005	~338000	2006	~338000	2007	~338000	2008	~338000	2009	~338000	2010	~338000	2011	~338000	2012	~335000
Year	Nº habitants																																		
1998	~380000																																		
1999	~378000																																		
2000	~375000																																		
2001	~370000																																		
2002	~338000																																		
2003	~338000																																		
2004	~338000																																		
2005	~338000																																		
2006	~338000																																		
2007	~338000																																		
2008	~338000																																		
2009	~338000																																		
2010	~338000																																		
2011	~338000																																		
2012	~335000																																		

	Evolution Urban population Period:1998 - 2012 Units: Number Source: CONAF	The urban population generally loses the sense of belonging and cultural values associated with its immediate environment	 <table><caption>Urban Population Evolution (1998-2012)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>N° habitantes</th></tr></thead><tbody><tr><td>1998</td><td>1520000</td></tr><tr><td>2000</td><td>1580000</td></tr><tr><td>2003</td><td>1590000</td></tr><tr><td>2006</td><td>1640000</td></tr><tr><td>2009</td><td>1690000</td></tr><tr><td>2012</td><td>1730000</td></tr></tbody></table>	Year	N° habitantes	1998	1520000	2000	1580000	2003	1590000	2006	1640000	2009	1690000	2012	1730000				
Year	N° habitantes																				
1998	1520000																				
2000	1580000																				
2003	1590000																				
2006	1640000																				
2009	1690000																				
2012	1730000																				
Scientific knowledge	Number of theses related to water in the Biobío region Period:1990 - 2012 Units: Number Source: Catalog Regional universities	Quantifies the interest of new researchers in knowledge about aquatic ecosystems.	 <table><caption>Number of Theses Related to Water (1990-2012)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>N° of theses</th></tr></thead><tbody><tr><td>1990</td><td>3</td></tr><tr><td>1994</td><td>4</td></tr><tr><td>1997</td><td>1</td></tr><tr><td>2000</td><td>5</td></tr><tr><td>2003</td><td>1</td></tr><tr><td>2006</td><td>4</td></tr><tr><td>2009</td><td>1</td></tr><tr><td>2012</td><td>3</td></tr></tbody></table>	Year	N° of theses	1990	3	1994	4	1997	1	2000	5	2003	1	2006	4	2009	1	2012	3
Year	N° of theses																				
1990	3																				
1994	4																				
1997	1																				
2000	5																				
2003	1																				
2006	4																				
2009	1																				
2012	3																				

	Projects related to water and aquatic systems Period:2005 - 2012 Units: Number Source: CONICYT	Quantifies the interest of new researchers in knowledge about aquatic ecosystems.	 <table><caption>Data for Projects related to water and aquatic systems</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Nº of Projects</th></tr></thead><tbody><tr><td>2005</td><td>2</td></tr><tr><td>2006</td><td>6</td></tr><tr><td>2007</td><td>14</td></tr><tr><td>2008</td><td>5</td></tr><tr><td>2009</td><td>9</td></tr><tr><td>2010</td><td>3</td></tr><tr><td>2011</td><td>7</td></tr><tr><td>2012</td><td>9</td></tr></tbody></table>	Year	Nº of Projects	2005	2	2006	6	2007	14	2008	5	2009	9	2010	3	2011	7	2012	9										
Year	Nº of Projects																														
2005	2																														
2006	6																														
2007	14																														
2008	5																														
2009	9																														
2010	3																														
2011	7																														
2012	9																														
Ecological knowledge	Rural vs. Urban Period:2005 - 2012 Units: % Source: INE Biobío	Relationship to evidence the deterioration of ecological knowledge.	 <table><caption>Data for Rural vs. Urban knowledge</caption><thead><tr><th>Year</th><th>urban/rural (%)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2000</td><td>0.25</td></tr><tr><td>2001</td><td>0.24</td></tr><tr><td>2002</td><td>0.23</td></tr><tr><td>2003</td><td>0.21</td></tr><tr><td>2004</td><td>0.21</td></tr><tr><td>2005</td><td>0.21</td></tr><tr><td>2006</td><td>0.20</td></tr><tr><td>2007</td><td>0.20</td></tr><tr><td>2008</td><td>0.20</td></tr><tr><td>2009</td><td>0.19</td></tr><tr><td>2010</td><td>0.19</td></tr><tr><td>2011</td><td>0.18</td></tr><tr><td>2012</td><td>0.18</td></tr></tbody></table>	Year	urban/rural (%)	2000	0.25	2001	0.24	2002	0.23	2003	0.21	2004	0.21	2005	0.21	2006	0.20	2007	0.20	2008	0.20	2009	0.19	2010	0.19	2011	0.18	2012	0.18
Year	urban/rural (%)																														
2000	0.25																														
2001	0.24																														
2002	0.23																														
2003	0.21																														
2004	0.21																														
2005	0.21																														
2006	0.20																														
2007	0.20																														
2008	0.20																														
2009	0.19																														
2010	0.19																														
2011	0.18																														
2012	0.18																														

REFERENCES

- Catálogo Universidades región del Biobío: Universidad Católica de la Santísima Concepción (UCSC), Universidad del Biobío (UBB) y Universidad de Concepción (UdeC) <http://www.sibucsc.cl/> (accessed 17.03.09), <http://werken.ubiobio.cl/> (accessed 17.03.09), <http://www.bibliotecas.udec.cl/> (accessed 17.03.09)
- CNE, Comisión Nacional de Energía, <http://energiaabierta.cne.cl/electricidad/> (accessed 17.04.12)
- CONAF, Corporación Nacional Forestal. 2013. <http://www.conaf.cl/parkes-nacionales/> (accessed 17.03.10)
- CONAF, Corporación Nacional Forestal. <http://www.conaf.cl/conaf-en-regiones/biobio/> (accessed 17.03.10)
- CONICYT, Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología. 2015. *Estadísticas por programa. Ministerio de Educación.* <http://www.conicyt.cl/documentos-y-estadisticas/estadisticas/estadisticas-por-programas/> (accessed 17.04.11)
- DGA, Dirección General de Aguas. 2010. Ley 20.304 “Sobre Operación de embalses frente a alertas de emergencias de crecidas y otras medidas que indica”. Definición de Embalse Ralco como Embalse de Control. Realizado por División de Estudios y Planificación. <http://documentos.dga.cl/EMB5224.pdf> (accessed 17.04.10)
- DGA, Dirección General de Aguas. 2012. Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas. Boletín N° 407. Marzo de 2012. <http://www.dga.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Informacin%20Mensual/Boletin-03-Marzo-2017.pdf> (accessed 17.04.10)
- FEREPA. 2015. Federación regional de pescadores independientes y afines de la octava región. <http://www.ferepabiobio.cl/> (accessed 17.04.10)
- INE, Instituto Nacional de Estadística. 2009. Primer Censo Nacional Pesquero y Acuicultor Año Censal 2008-2009. <http://www.ine.cl/docs/default->

source/censos/primer_censo_nacional_pesquero_y_acuicultor_2008_2009_informe_de_avance_1_12_09_2008.pdf?sfvrsn=4 (accessed 17.04.10)

INE, Instituto Nacional de Estadísticas 2015, <http://www.ine.cl/>, <http://www.inebiobio.cl/> (accessed 17.04.10)

MMA, Ministerio de Medio Ambiente. 2014. Quinto Informe nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la diversidad Biológica (CBD). Ministerio del medio Ambiente, Santiago, Chile. http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/01/Libro_Convenio_sobre_diversidad_Biologica.pdf (accessed 17.04.10)

MMA, Ministerio de Medio Ambiente. 2016. Monitoreo para la vigilancia de la norma secundaria de calidad de aguas de la cuenca del río Biobío. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile.

ONEMI, Oficina Nacional de Emergencia. 2016. <http://www.onemi.cl/inundaciones/> (accessed 17.04.09)

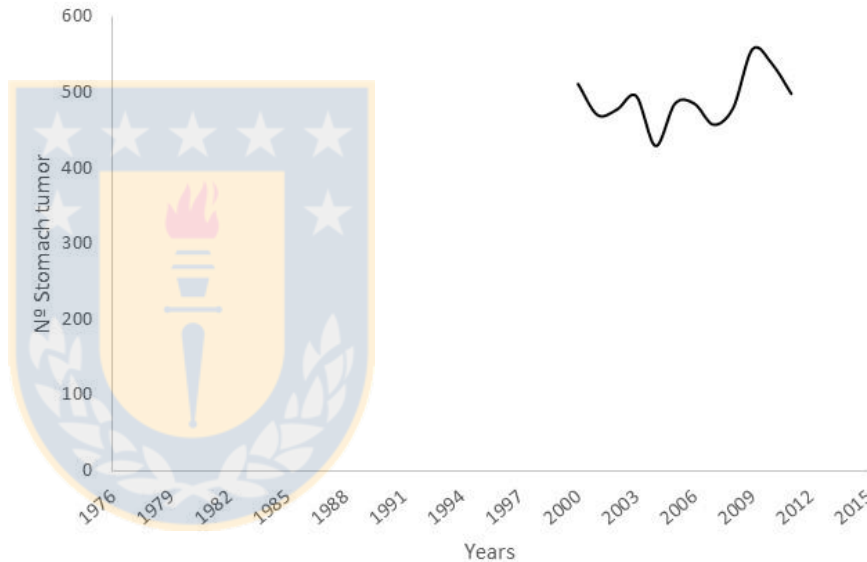
SEA, Servicio Evaluación Ambiental. 2016.

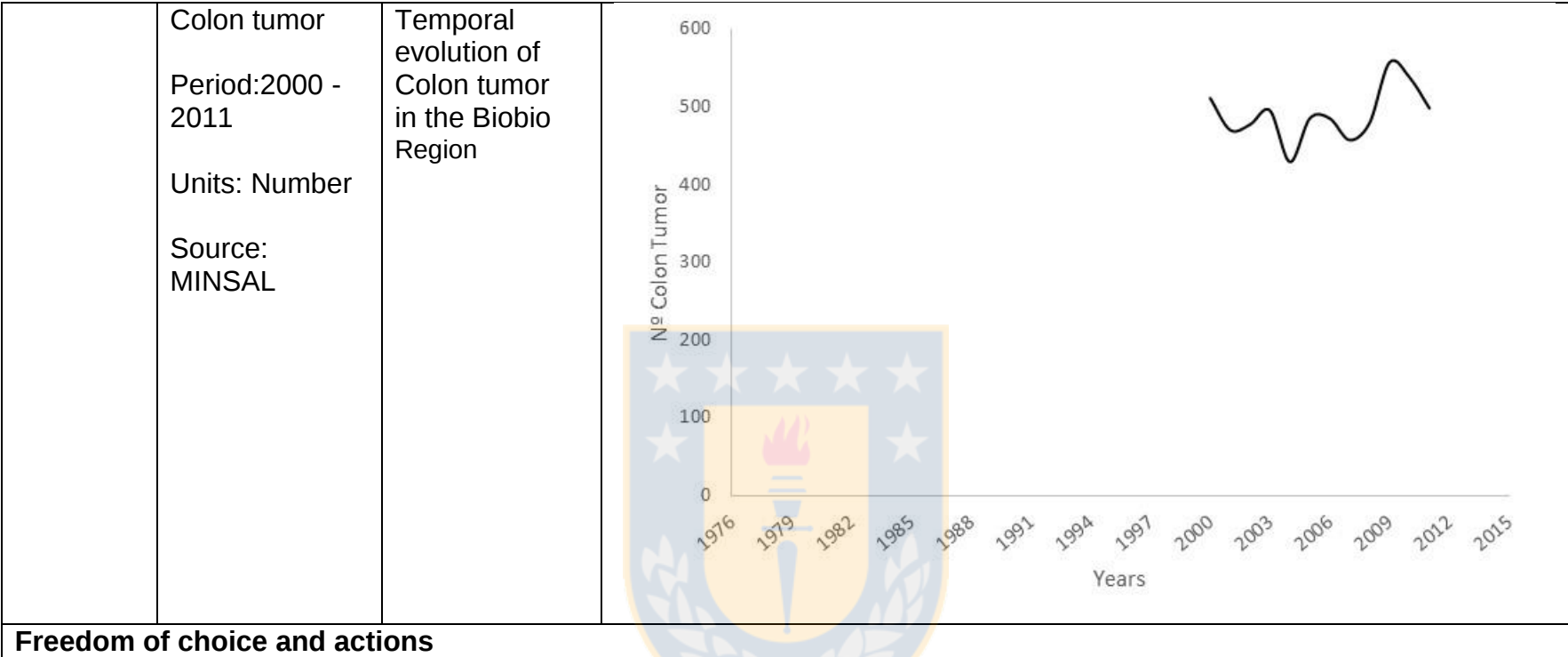
<http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?nombre=aridos®iones=8> (accessed 17.04.10)

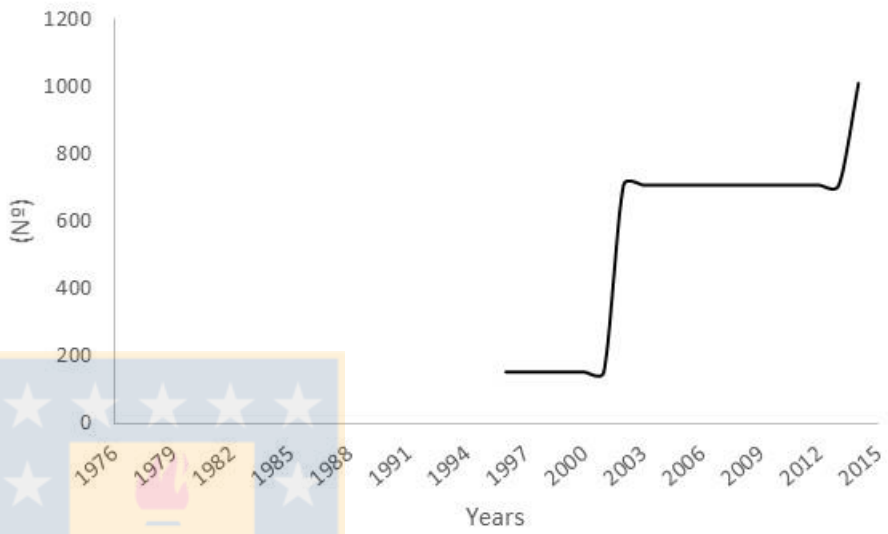
SERNAPESCA, http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=2 (accessed 17.04.10)

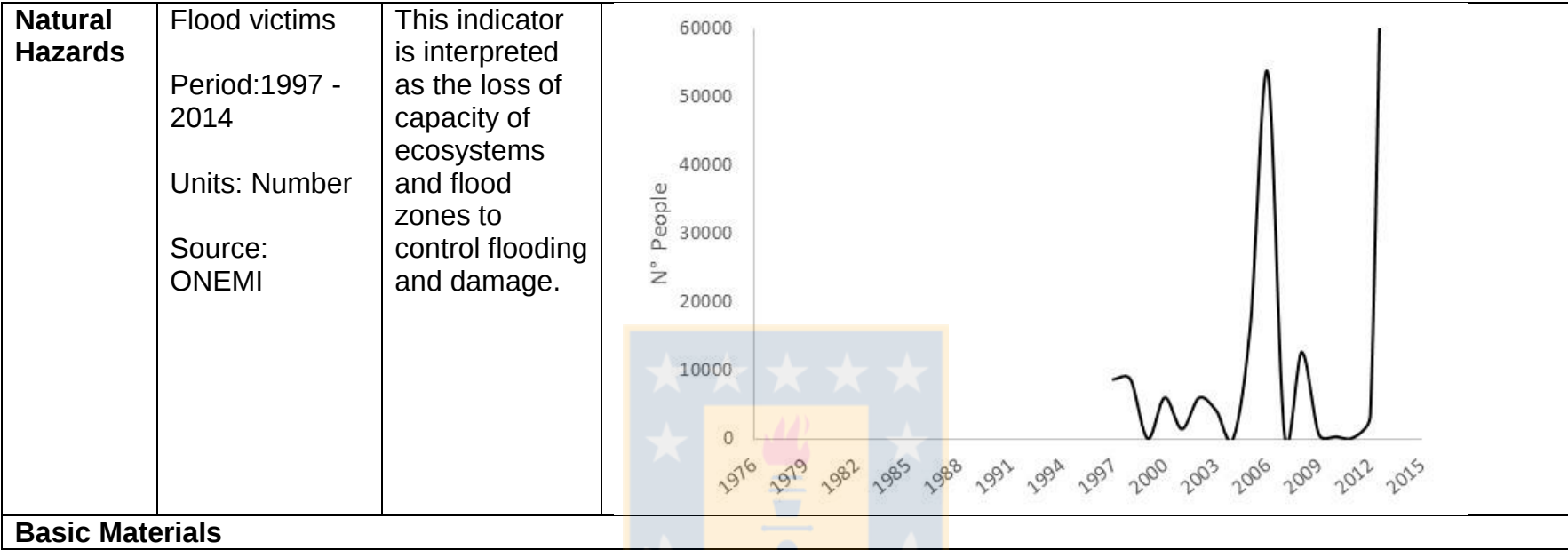
SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. 2016. Informe de Gestión del Sector Sanitario <http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html> (accessed 17.04.10)

Appendix C. Human wellbeing indicators associated to fluvial ecosystems.

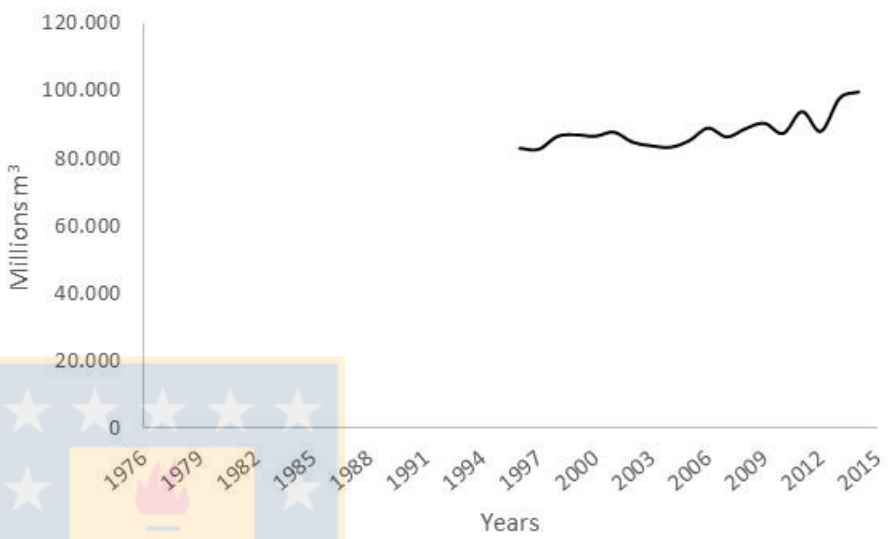
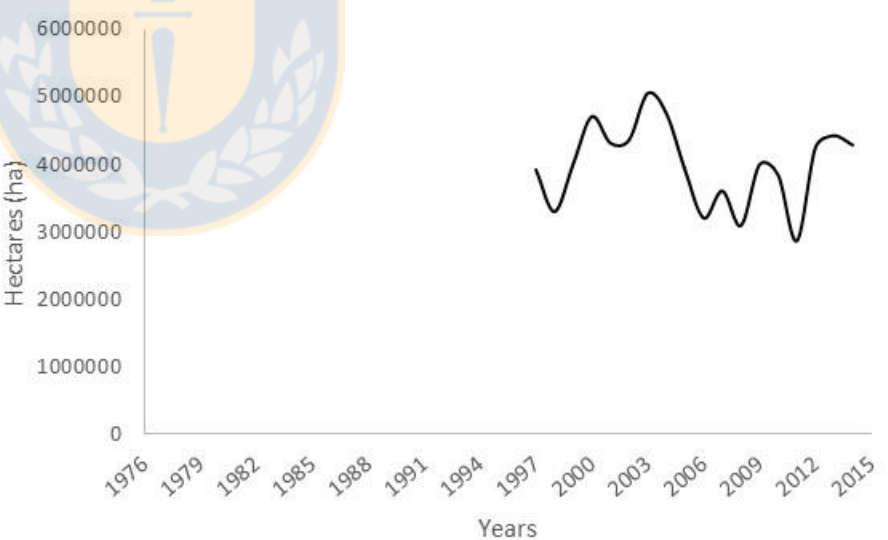
Human wellbeing	Indicator description	Rationale	Indicator evolution																										
Non-Basic materials																													
Health																													
Diseases Related to water	Stomach tumor Period:2000 - 2011 Units: Number Source: MINSAL	Temporal evolution of Stomach tumor in the Biobio Region	 <table><caption>Estimated data for Stomach tumor in the Biobio Region (2000-2011)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Nº Stomach tumor</th></tr></thead><tbody><tr><td>2000</td><td>480</td></tr><tr><td>2001</td><td>485</td></tr><tr><td>2002</td><td>475</td></tr><tr><td>2003</td><td>440</td></tr><tr><td>2004</td><td>480</td></tr><tr><td>2005</td><td>485</td></tr><tr><td>2006</td><td>490</td></tr><tr><td>2007</td><td>480</td></tr><tr><td>2008</td><td>500</td></tr><tr><td>2009</td><td>470</td></tr><tr><td>2010</td><td>520</td></tr><tr><td>2011</td><td>550</td></tr></tbody></table>	Year	Nº Stomach tumor	2000	480	2001	485	2002	475	2003	440	2004	480	2005	485	2006	490	2007	480	2008	500	2009	470	2010	520	2011	550
Year	Nº Stomach tumor																												
2000	480																												
2001	485																												
2002	475																												
2003	440																												
2004	480																												
2005	485																												
2006	490																												
2007	480																												
2008	500																												
2009	470																												
2010	520																												
2011	550																												



Forced actions	Families displaced by dam construction Period:1996 - 2014 Units: Number Source: SEA	This indicator looks at the lack of freedom of choice, for the people living close to the construction of big dams, where these lands are expropriated and persons are forcibly displaced.	 <table><caption>Data points estimated from the graph</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number of Families Displaced (No)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1996</td><td>150</td></tr><tr><td>1997</td><td>150</td></tr><tr><td>1998</td><td>150</td></tr><tr><td>1999</td><td>150</td></tr><tr><td>2000</td><td>150</td></tr><tr><td>2001</td><td>150</td></tr><tr><td>2002</td><td>150</td></tr><tr><td>2003</td><td>700</td></tr><tr><td>2004</td><td>700</td></tr><tr><td>2005</td><td>700</td></tr><tr><td>2006</td><td>700</td></tr><tr><td>2007</td><td>700</td></tr><tr><td>2008</td><td>700</td></tr><tr><td>2009</td><td>700</td></tr><tr><td>2010</td><td>700</td></tr><tr><td>2011</td><td>700</td></tr><tr><td>2012</td><td>700</td></tr><tr><td>2013</td><td>700</td></tr><tr><td>2014</td><td>1000</td></tr></tbody></table>	Year	Number of Families Displaced (No)	1996	150	1997	150	1998	150	1999	150	2000	150	2001	150	2002	150	2003	700	2004	700	2005	700	2006	700	2007	700	2008	700	2009	700	2010	700	2011	700	2012	700	2013	700	2014	1000
Year	Number of Families Displaced (No)																																										
1996	150																																										
1997	150																																										
1998	150																																										
1999	150																																										
2000	150																																										
2001	150																																										
2002	150																																										
2003	700																																										
2004	700																																										
2005	700																																										
2006	700																																										
2007	700																																										
2008	700																																										
2009	700																																										
2010	700																																										
2011	700																																										
2012	700																																										
2013	700																																										
2014	1000																																										
Security																																											



Basic Materials

Access to goods	Water consumption Period:1996 - 2014 Units: Thousand m³ Source: SISS	It quantifies the water needed for human consumption.	 <table><caption>Estimated Water Consumption Data (Millions m³)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Consumption (Millions m³)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1996</td><td>82,000</td></tr><tr><td>1997</td><td>85,000</td></tr><tr><td>1998</td><td>88,000</td></tr><tr><td>1999</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2000</td><td>88,000</td></tr><tr><td>2001</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2002</td><td>88,000</td></tr><tr><td>2003</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2004</td><td>88,000</td></tr><tr><td>2005</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2006</td><td>88,000</td></tr><tr><td>2007</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>88,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2010</td><td>88,000</td></tr><tr><td>2011</td><td>90,000</td></tr><tr><td>2012</td><td>85,000</td></tr><tr><td>2013</td><td>95,000</td></tr><tr><td>2014</td><td>100,000</td></tr></tbody></table>	Year	Consumption (Millions m ³)	1996	82,000	1997	85,000	1998	88,000	1999	85,000	2000	88,000	2001	85,000	2002	88,000	2003	85,000	2004	88,000	2005	85,000	2006	88,000	2007	85,000	2008	88,000	2009	85,000	2010	88,000	2011	90,000	2012	85,000	2013	95,000	2014	100,000
Year	Consumption (Millions m ³)																																										
1996	82,000																																										
1997	85,000																																										
1998	88,000																																										
1999	85,000																																										
2000	88,000																																										
2001	85,000																																										
2002	88,000																																										
2003	85,000																																										
2004	88,000																																										
2005	85,000																																										
2006	88,000																																										
2007	85,000																																										
2008	88,000																																										
2009	85,000																																										
2010	88,000																																										
2011	90,000																																										
2012	85,000																																										
2013	95,000																																										
2014	100,000																																										
	Agricultural production Period:1997 - 2014 Units: Hectares Source: INE	It quantifies the evolution of agriculture in the basin, since more than 80% of the water is used in agriculture.	 <table><caption>Estimated Agricultural Production Data (Hectares)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Production (Hectares)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1997</td><td>3,500,000</td></tr><tr><td>1998</td><td>4,000,000</td></tr><tr><td>1999</td><td>4,500,000</td></tr><tr><td>2000</td><td>4,000,000</td></tr><tr><td>2001</td><td>4,500,000</td></tr><tr><td>2002</td><td>5,000,000</td></tr><tr><td>2003</td><td>5,000,000</td></tr><tr><td>2004</td><td>4,500,000</td></tr><tr><td>2005</td><td>4,000,000</td></tr><tr><td>2006</td><td>3,500,000</td></tr><tr><td>2007</td><td>3,000,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>3,500,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>4,000,000</td></tr><tr><td>2010</td><td>3,500,000</td></tr><tr><td>2011</td><td>3,000,000</td></tr><tr><td>2012</td><td>4,000,000</td></tr><tr><td>2013</td><td>4,500,000</td></tr><tr><td>2014</td><td>4,500,000</td></tr></tbody></table>	Year	Production (Hectares)	1997	3,500,000	1998	4,000,000	1999	4,500,000	2000	4,000,000	2001	4,500,000	2002	5,000,000	2003	5,000,000	2004	4,500,000	2005	4,000,000	2006	3,500,000	2007	3,000,000	2008	3,500,000	2009	4,000,000	2010	3,500,000	2011	3,000,000	2012	4,000,000	2013	4,500,000	2014	4,500,000		
Year	Production (Hectares)																																										
1997	3,500,000																																										
1998	4,000,000																																										
1999	4,500,000																																										
2000	4,000,000																																										
2001	4,500,000																																										
2002	5,000,000																																										
2003	5,000,000																																										
2004	4,500,000																																										
2005	4,000,000																																										
2006	3,500,000																																										
2007	3,000,000																																										
2008	3,500,000																																										
2009	4,000,000																																										
2010	3,500,000																																										
2011	3,000,000																																										
2012	4,000,000																																										
2013	4,500,000																																										
2014	4,500,000																																										

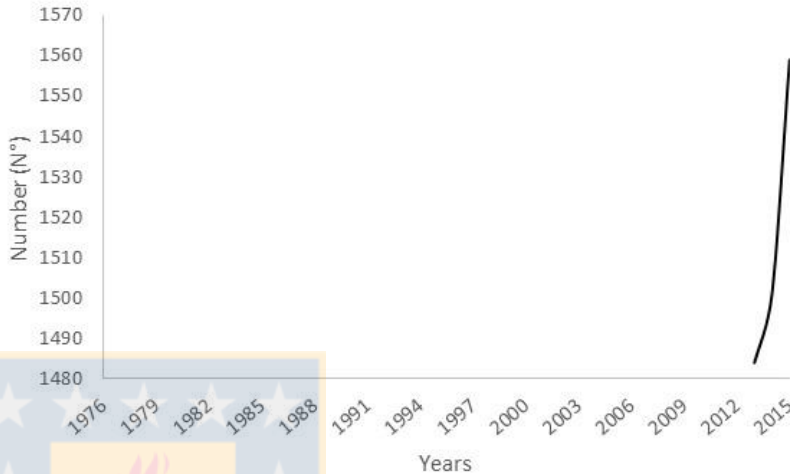
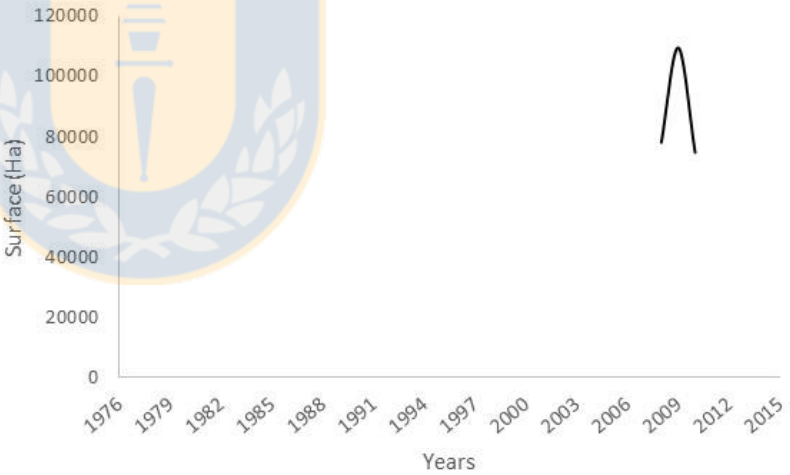
REFERENCES

- INE, Instituto Nacional de Estadística. 2007. VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal. <http://www.ine.cl/> (accessed 17.03.20)
- MINSAL, Ministerio de Salud. 2012. Primer informe de registros poblacionales de cáncer en Chile. Quinquenio 2003-2007. Subsecretaría de Salud Pública. 178 pp.
http://www.paho.org/chi/index.php?option=com_docman&view=download&alias=174-informe-rpc-chile-2003-2007&category_slug=cancer&Itemid=1145 (accessed 17.02.10)
- ONEMI, Oficina Nacional de Emergencia. 2016. <http://www.onemi.cl/inundaciones/> (accessed 17.04.09)
- SEA, Servicio de Evaluación Ambiental. 2016. Estudios de Impacto Ambiental “Hidroeléctricas”. Extraído de:
<http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?nombre=hidroelectricas®iones=8> (accessed 17.02.20)
- SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. 2016. Informe de Gestión del Sector Sanitario. Extraído de:
<http://www.siss.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html> (accessed 17.04.09)

Appendix D. Response options indicators to fluvial ecosystem management.

Response options	Indicator description	Rationale	Indicator evolution																														
Biodiversity conservation	Number of research and conservation projects Period:1996-1999/2001/2003-2009 Units: Number Source: CONICYT	Demonstrates interest generated for research projects	<table><caption>Data for Biodiversity Conservation Indicator</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number (N°)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1996</td><td>1,300</td></tr><tr><td>1997</td><td>3,100</td></tr><tr><td>1998</td><td>1,000</td></tr><tr><td>1999</td><td>1,400</td></tr><tr><td>2000</td><td>1,800</td></tr><tr><td>2001</td><td>800</td></tr><tr><td>2002</td><td>1,800</td></tr><tr><td>2003</td><td>2,300</td></tr><tr><td>2004</td><td>1,000</td></tr><tr><td>2005</td><td>1,800</td></tr><tr><td>2006</td><td>2,200</td></tr><tr><td>2007</td><td>1,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>1,800</td></tr><tr><td>2009</td><td>1,600</td></tr></tbody></table>	Year	Number (N°)	1996	1,300	1997	3,100	1998	1,000	1999	1,400	2000	1,800	2001	800	2002	1,800	2003	2,300	2004	1,000	2005	1,800	2006	2,200	2007	1,000	2008	1,800	2009	1,600
Year	Number (N°)																																
1996	1,300																																
1997	3,100																																
1998	1,000																																
1999	1,400																																
2000	1,800																																
2001	800																																
2002	1,800																																
2003	2,300																																
2004	1,000																																
2005	1,800																																
2006	2,200																																
2007	1,000																																
2008	1,800																																
2009	1,600																																
Social Participati3n	Organization s Associated with EPF (Environmental Protection Funds) Period: 2013-2015 Units: Number	Environmenta l projects associated with organizations in the Biob3o Region	<table><caption>Data for Social Participati3n Indicator</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number (N°)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2013</td><td>15</td></tr><tr><td>2014</td><td>22</td></tr><tr><td>2015</td><td>18</td></tr></tbody></table>	Year	Number (N°)	2013	15	2014	22	2015	18																						
Year	Number (N°)																																
2013	15																																
2014	22																																
2015	18																																

	Source: MMA																										
Water conservation	Water coverage Period:2002 - 2012 Units: Number Source: SISS	Indicator of the population connected to the drinking water system, which is interpreted as a response to the conservation of ecosystems	<table><caption>Estimated data for Water coverage (Habitants)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Habitants (No)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2002</td><td>1,400,000</td></tr><tr><td>2003</td><td>1,500,000</td></tr><tr><td>2004</td><td>1,450,000</td></tr><tr><td>2005</td><td>1,550,000</td></tr><tr><td>2006</td><td>1,600,000</td></tr><tr><td>2007</td><td>1,650,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>1,700,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>1,750,000</td></tr><tr><td>2010</td><td>1,800,000</td></tr><tr><td>2011</td><td>1,850,000</td></tr><tr><td>2012</td><td>1,900,000</td></tr></tbody></table>	Year	Habitants (No)	2002	1,400,000	2003	1,500,000	2004	1,450,000	2005	1,550,000	2006	1,600,000	2007	1,650,000	2008	1,700,000	2009	1,750,000	2010	1,800,000	2011	1,850,000	2012	1,900,000
Year	Habitants (No)																										
2002	1,400,000																										
2003	1,500,000																										
2004	1,450,000																										
2005	1,550,000																										
2006	1,600,000																										
2007	1,650,000																										
2008	1,700,000																										
2009	1,750,000																										
2010	1,800,000																										
2011	1,850,000																										
2012	1,900,000																										
	Treatment plants Period:2006 - 2012 Units: Number Source: SISS	It is interpreted as a response to the conservation of river ecosystems.	<table><caption>Estimated data for Treatment plants (Number)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number (No)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2006</td><td>35</td></tr><tr><td>2007</td><td>45</td></tr><tr><td>2008</td><td>45</td></tr><tr><td>2009</td><td>45</td></tr><tr><td>2010</td><td>45</td></tr><tr><td>2011</td><td>45</td></tr><tr><td>2012</td><td>45</td></tr></tbody></table>	Year	Number (No)	2006	35	2007	45	2008	45	2009	45	2010	45	2011	45	2012	45								
Year	Number (No)																										
2006	35																										
2007	45																										
2008	45																										
2009	45																										
2010	45																										
2011	45																										
2012	45																										

Water conservance	Environment al complaints Period:2013 - 2015 Units: Number Source: Tribunales Ambientales	It is interpreted as a political response to the sustainable management of ecosystems	 <table><caption>Estimated data for Water conservance graph</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number (N°)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1976</td><td>1480</td></tr><tr><td>1979</td><td>1480</td></tr><tr><td>1982</td><td>1480</td></tr><tr><td>1985</td><td>1480</td></tr><tr><td>1988</td><td>1480</td></tr><tr><td>1991</td><td>1480</td></tr><tr><td>1994</td><td>1480</td></tr><tr><td>1997</td><td>1480</td></tr><tr><td>2000</td><td>1480</td></tr><tr><td>2003</td><td>1480</td></tr><tr><td>2006</td><td>1480</td></tr><tr><td>2009</td><td>1480</td></tr><tr><td>2012</td><td>1485</td></tr><tr><td>2015</td><td>1560</td></tr></tbody></table>	Year	Number (N°)	1976	1480	1979	1480	1982	1480	1985	1480	1988	1480	1991	1480	1994	1480	1997	1480	2000	1480	2003	1480	2006	1480	2009	1480	2012	1485	2015	1560
Year	Number (N°)																																
1976	1480																																
1979	1480																																
1982	1480																																
1985	1480																																
1988	1480																																
1991	1480																																
1994	1480																																
1997	1480																																
2000	1480																																
2003	1480																																
2006	1480																																
2009	1480																																
2012	1485																																
2015	1560																																
Marketing initiatives	Organic agriculture Period:2008 - 2010 Units: Hectares Source: SAG	The evolution of organic agriculture areas, consuming less water and fertilizer, is a market initiative that promotes aquatic ecosystems conservation .	 <table><caption>Estimated data for Marketing initiatives graph</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Surface (Ha)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1976</td><td>0</td></tr><tr><td>1979</td><td>0</td></tr><tr><td>1982</td><td>0</td></tr><tr><td>1985</td><td>0</td></tr><tr><td>1988</td><td>0</td></tr><tr><td>1991</td><td>0</td></tr><tr><td>1994</td><td>0</td></tr><tr><td>1997</td><td>0</td></tr><tr><td>2000</td><td>0</td></tr><tr><td>2003</td><td>0</td></tr><tr><td>2006</td><td>0</td></tr><tr><td>2008</td><td>80000</td></tr><tr><td>2010</td><td>110000</td></tr><tr><td>2015</td><td>80000</td></tr></tbody></table>	Year	Surface (Ha)	1976	0	1979	0	1982	0	1985	0	1988	0	1991	0	1994	0	1997	0	2000	0	2003	0	2006	0	2008	80000	2010	110000	2015	80000
Year	Surface (Ha)																																
1976	0																																
1979	0																																
1982	0																																
1985	0																																
1988	0																																
1991	0																																
1994	0																																
1997	0																																
2000	0																																
2003	0																																
2006	0																																
2008	80000																																
2010	110000																																
2015	80000																																

REFERENCES

CONICYT, Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología. 2015. Estadísticas por programa. Ministerio de Educación.

<http://www.conicyt.cl/documentos-y-estadisticas/estadisticas/estadisticas-por-programas/> (accessed 17.02.09)

SAG, Servicio Agrícola y Ganadero. 2016. Estadísticas. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/estadisticas-0> (accessed 17.04.09)

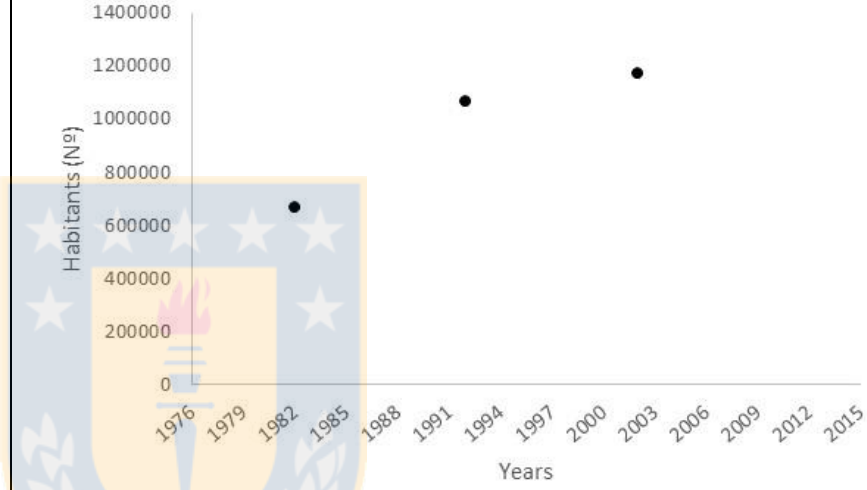
SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. 2016. Informe de Gestión del Sector Sanitario. Extraído de:

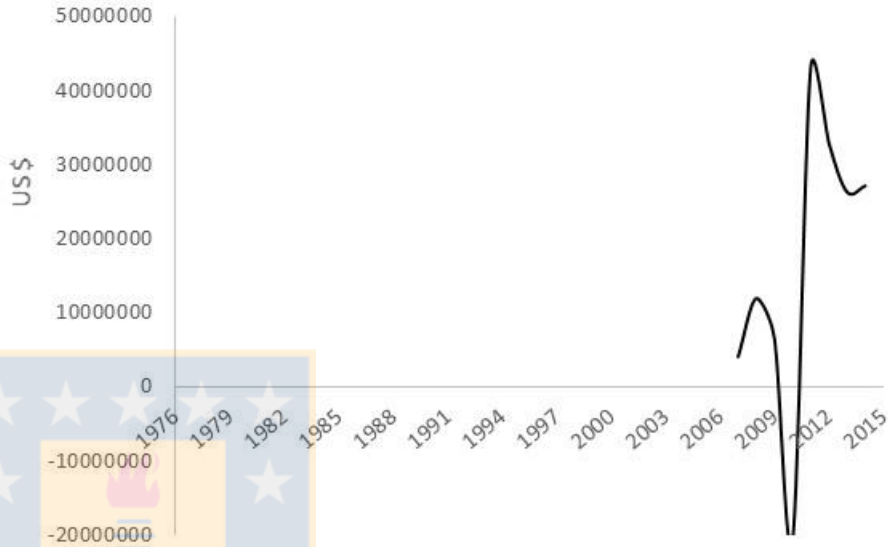
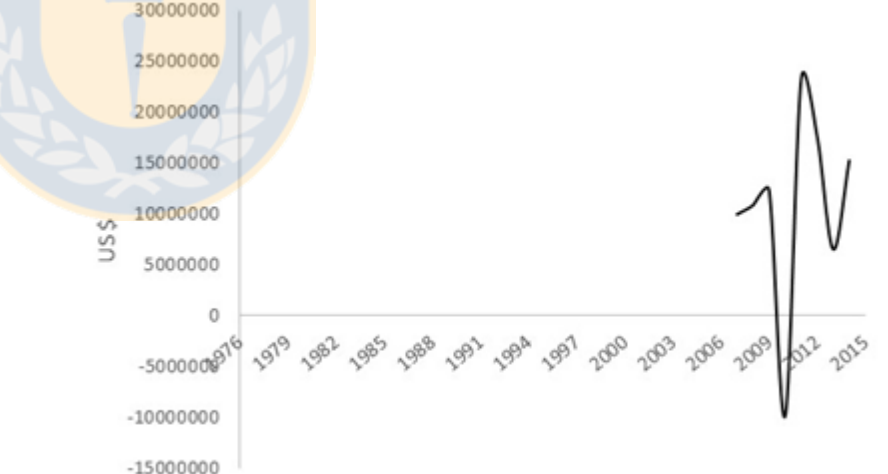
<http://www.siss.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html> (accessed 17.02.09)

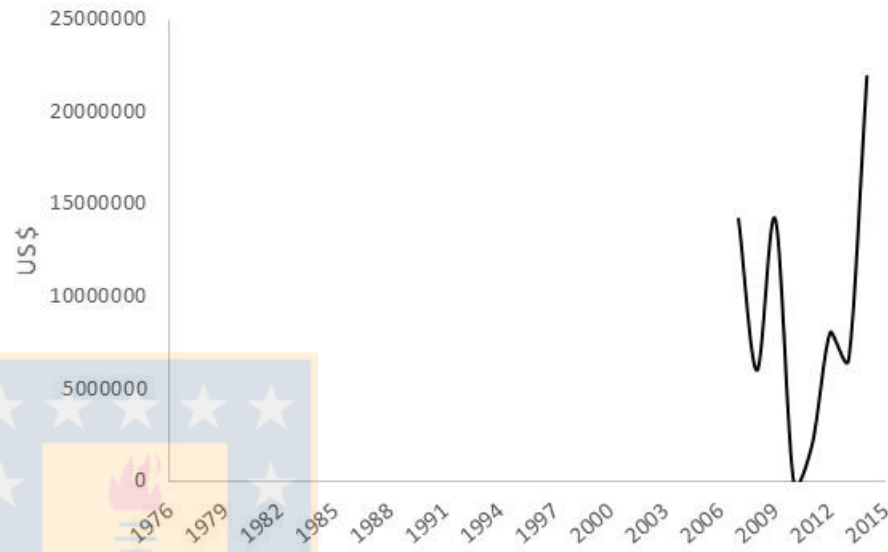
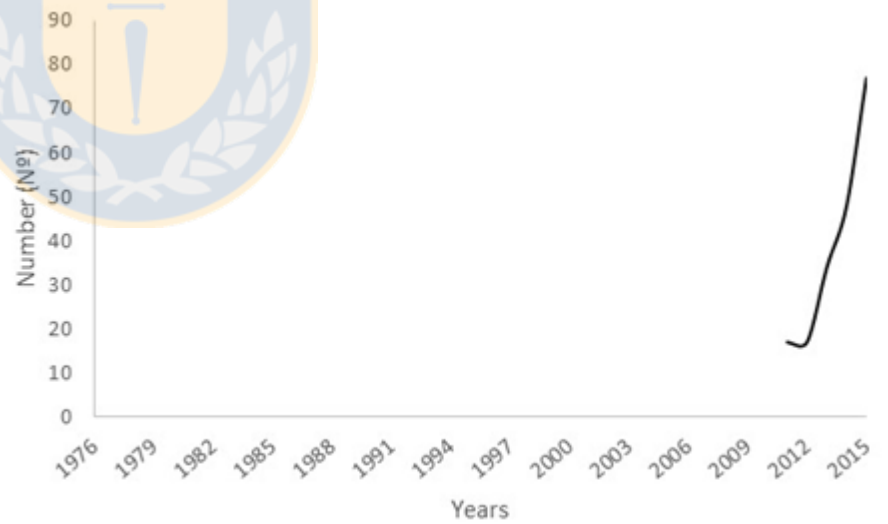
Tribunal Ambiental Chile. 2016. <http://www.tribunalambiental.cl/> (accessed 17.04.20)

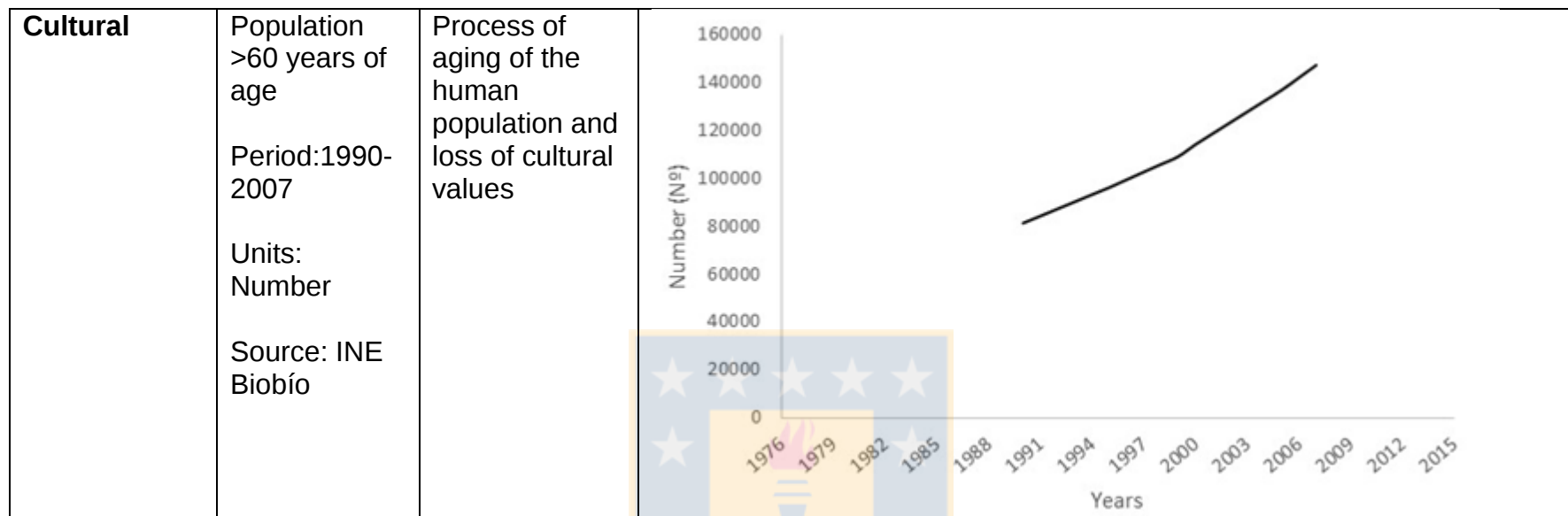


Appendix E. Driver indicators that indirectly affect aquatic biodiversity and fluvial ecosystems

Drivers	Indicator description	Rationale	Indicator evolution										
Demographic	Population of the basin Period:1982-1992-2002 Units: Number Source: INE Biobío	Evolution of population density is an indicator of human pressure associated with the basin.	 <table><caption>Population Data Points (Estimated from Graph)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Habitants (No)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1976</td><td>~100,000</td></tr><tr><td>1982</td><td>~650,000</td></tr><tr><td>1992</td><td>~1,050,000</td></tr><tr><td>2002</td><td>~1,150,000</td></tr></tbody></table>	Year	Habitants (No)	1976	~100,000	1982	~650,000	1992	~1,050,000	2002	~1,150,000
Year	Habitants (No)												
1976	~100,000												
1982	~650,000												
1992	~1,050,000												
2002	~1,150,000												

Economic	Investment in potable water Period:2007-2014 Units: US \$ Source: SISS	Economic efforts of the administrations to cover the supply of drinking water	 US\$ 50000000 40000000 30000000 20000000 10000000 0 -10000000 -20000000 1976 1979 1982 1985 1988 1991 1994 1997 2000 2003 2006 2009 2012 2015
	Investment in sewerage Period:2007-2014 Units: US \$ Source: SISS	Economic efforts of Administrations for Sanitary Facilities	 US\$ 30000000 25000000 20000000 15000000 10000000 5000000 0 -5000000 -10000000 -15000000 1976 1979 1982 1985 1988 1991 1994 1997 2000 2003 2006 2009 2012 2015

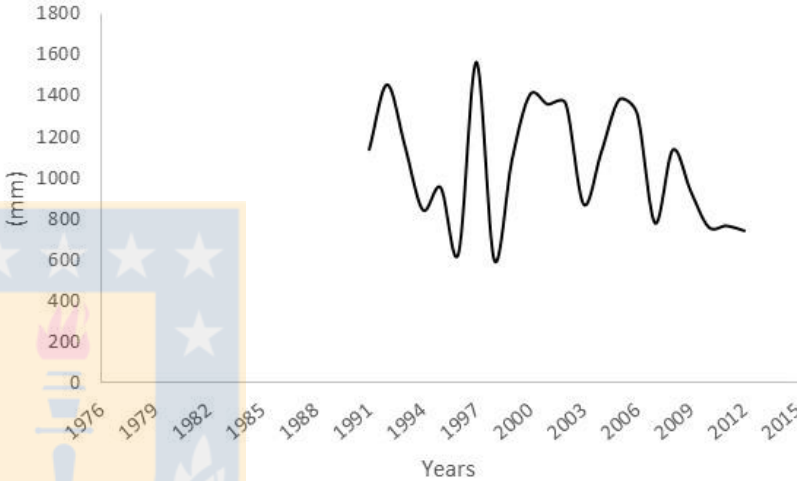
	Investment in wastewater treated Period:2007-2014 Units: US \$ Source: SISS	Economic efforts of the administrations for treatment of waste water.	 <table><caption>Investment in wastewater treated (US\$)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Investment (US\$)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2007</td><td>1,400,000,000</td></tr><tr><td>2008</td><td>600,000,000</td></tr><tr><td>2009</td><td>1,400,000,000</td></tr><tr><td>2010</td><td>100,000,000</td></tr><tr><td>2011</td><td>200,000,000</td></tr><tr><td>2012</td><td>800,000,000</td></tr><tr><td>2013</td><td>1,200,000,000</td></tr><tr><td>2014</td><td>2,200,000,000</td></tr></tbody></table>	Year	Investment (US\$)	2007	1,400,000,000	2008	600,000,000	2009	1,400,000,000	2010	100,000,000	2011	200,000,000	2012	800,000,000	2013	1,200,000,000	2014	2,200,000,000
Year	Investment (US\$)																				
2007	1,400,000,000																				
2008	600,000,000																				
2009	1,400,000,000																				
2010	100,000,000																				
2011	200,000,000																				
2012	800,000,000																				
2013	1,200,000,000																				
2014	2,200,000,000																				
Socio-political	Number of women in public positions Period:2011-2015 Units: Number Source: Tribunal Medio Ambiente	Impact of women on national policies	 <table><caption>Number of women in public positions</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Number (Nº)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2011</td><td>18</td></tr><tr><td>2012</td><td>18</td></tr><tr><td>2013</td><td>35</td></tr><tr><td>2014</td><td>45</td></tr><tr><td>2015</td><td>75</td></tr></tbody></table>	Year	Number (Nº)	2011	18	2012	18	2013	35	2014	45	2015	75						
Year	Number (Nº)																				
2011	18																				
2012	18																				
2013	35																				
2014	45																				
2015	75																				

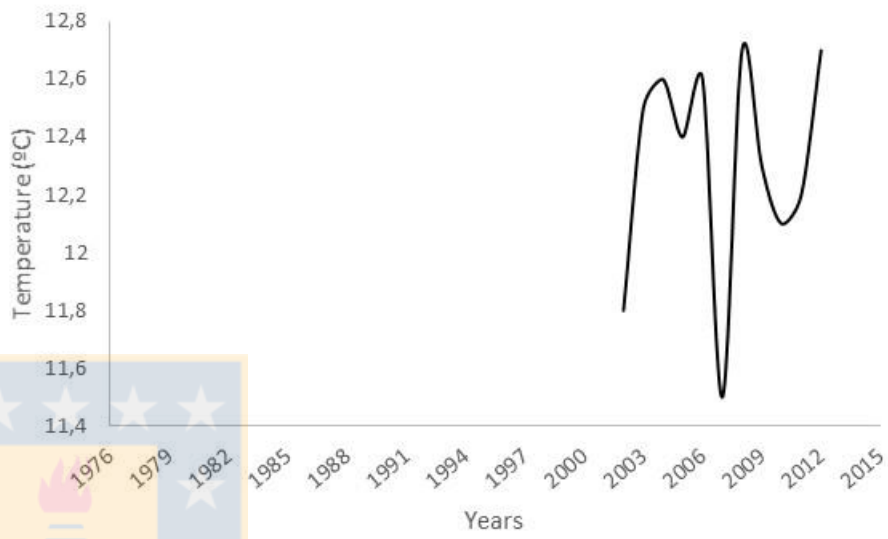
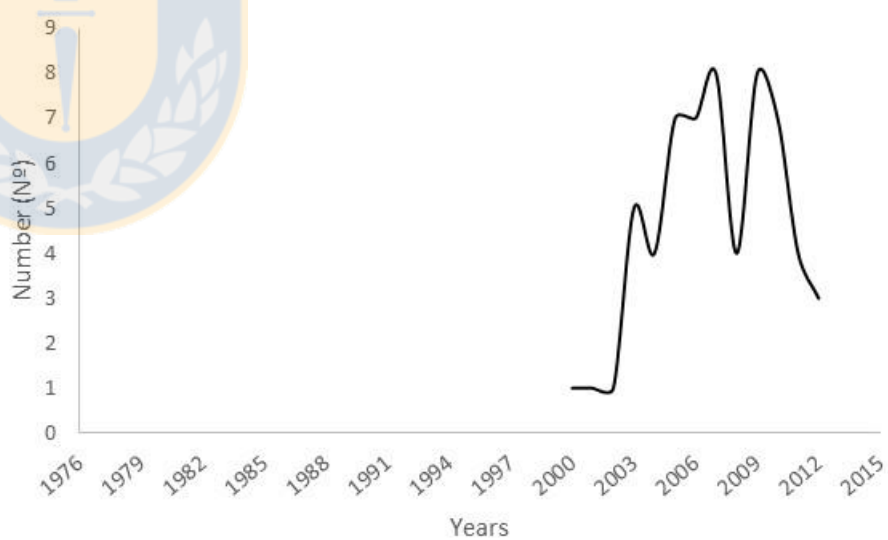


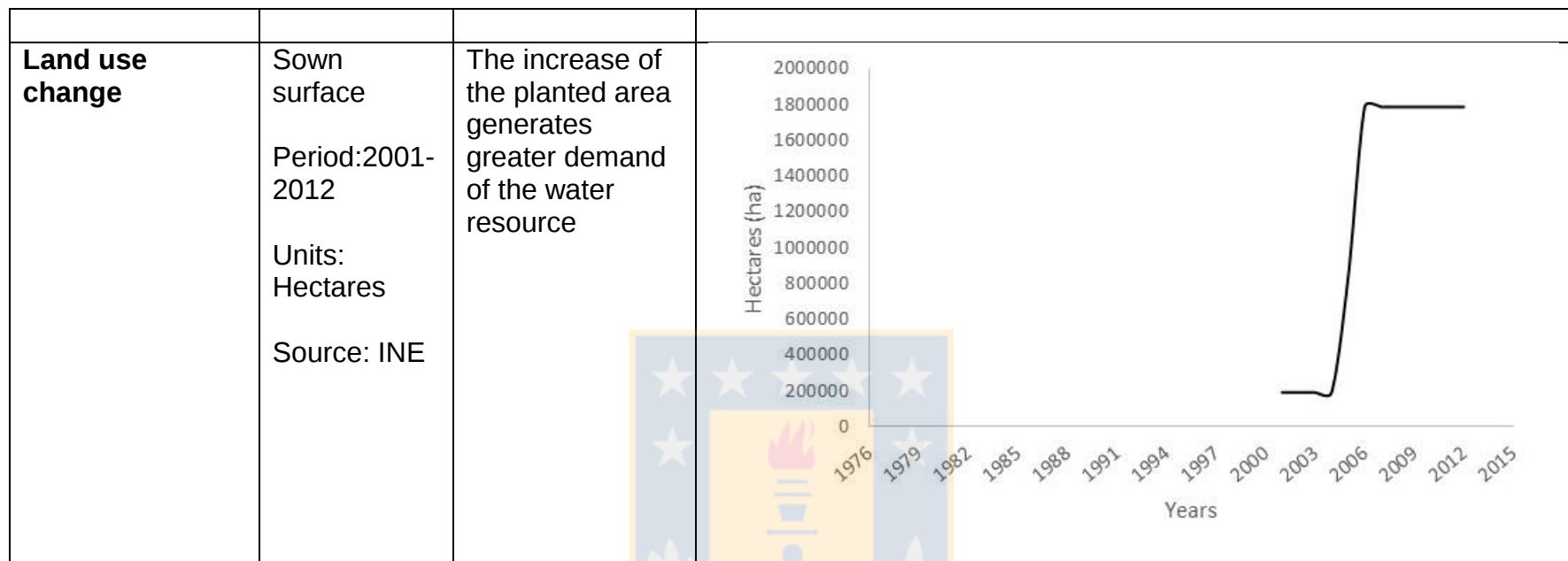
REFERENCES

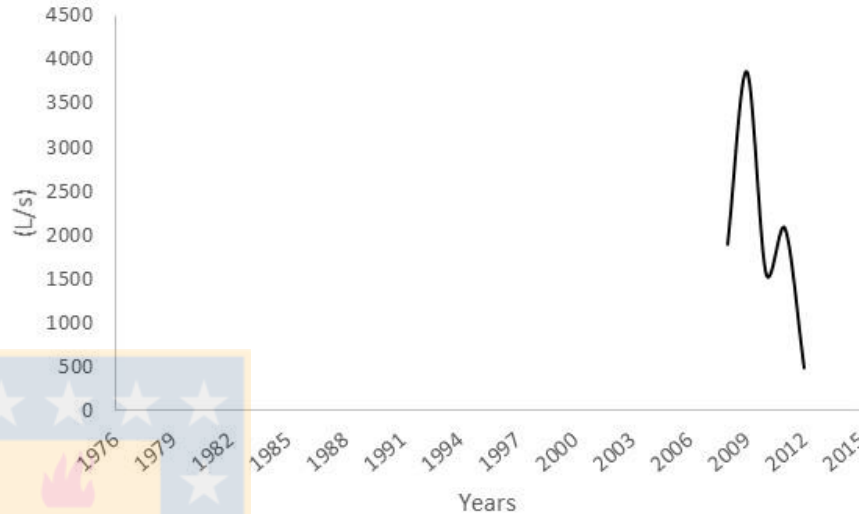
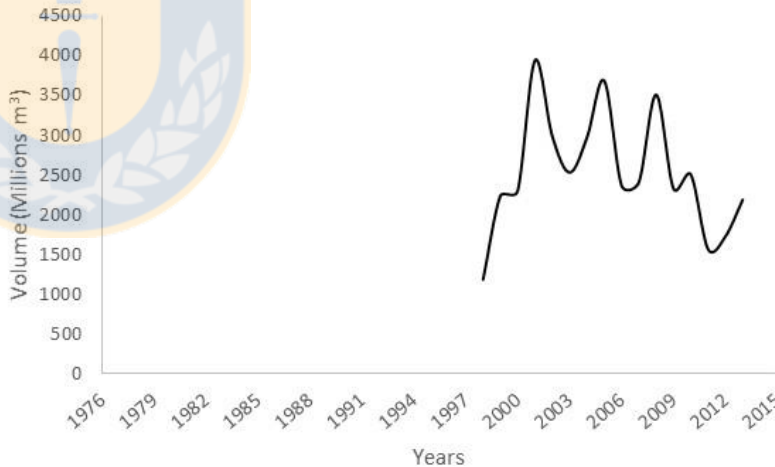
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas 2015, <http://www.ine.cl/>, <http://www.inebiobio.cl/> (accessed 17.04.09).
- SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. 2016. Informe de Gestión del Sector Sanitario. Extraído de: <http://www.siss.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html> (accessed 17.04.09).
- Tribunal Ambiental Chile. 2016. <http://www.tribunalambiental.cl/> (accessed 17.04.20)

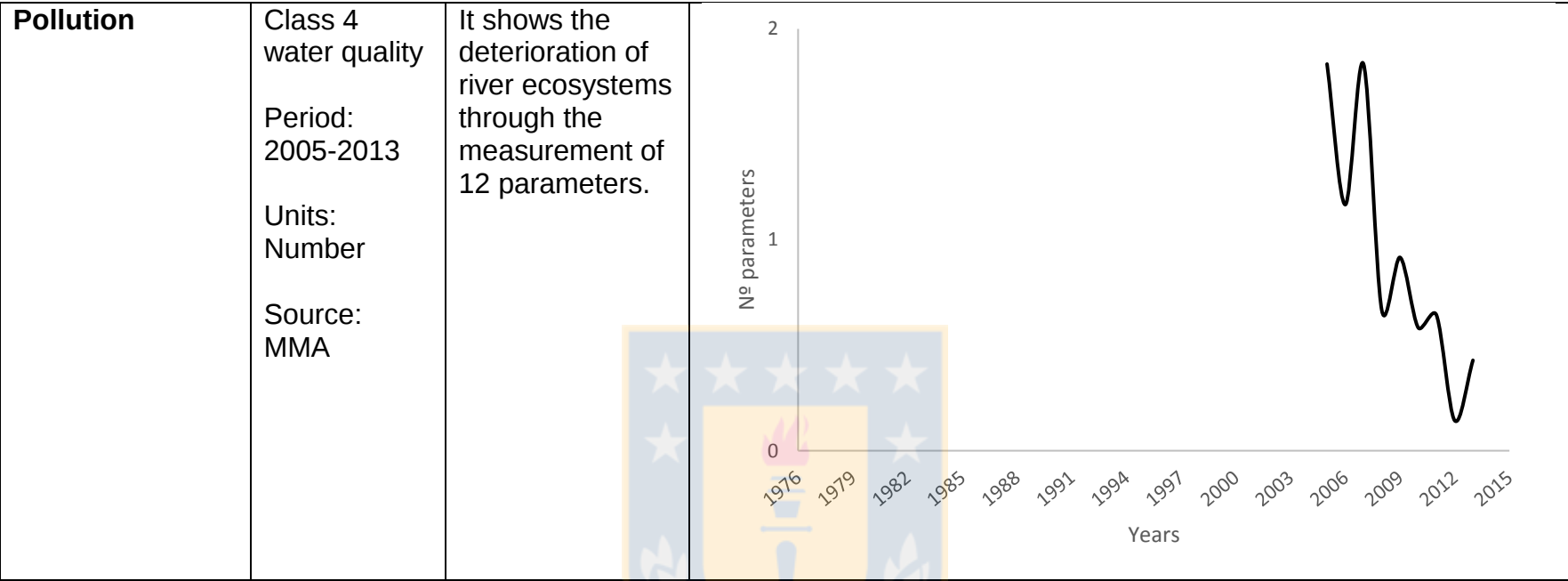
Appendix F. Direct pressure indicators that affect aquatic biodiversity and fluvial ecosystems

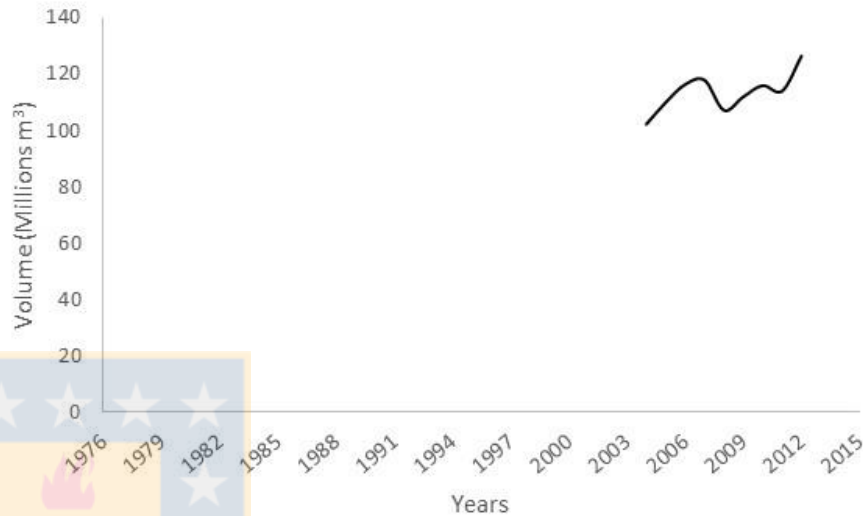
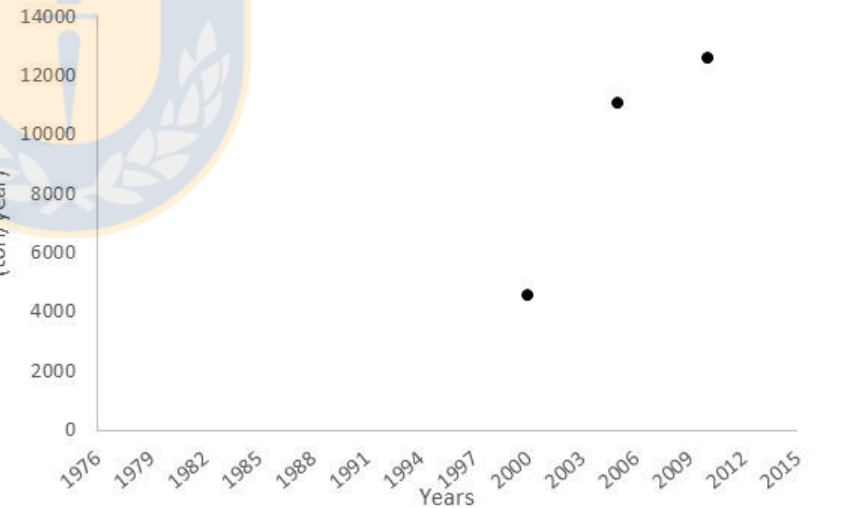
Pressures	Indicator description	Rationale	Indicator evolution																				
Climate change	Precipitation	Potential indicator of climate change	 <table><caption>Approximate Precipitation Data (mm)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Precipitation (mm)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1991</td><td>1100</td></tr><tr><td>1993</td><td>1450</td></tr><tr><td>1996</td><td>600</td></tr><tr><td>1998</td><td>1550</td></tr><tr><td>2000</td><td>1400</td></tr><tr><td>2003</td><td>1400</td></tr><tr><td>2006</td><td>1400</td></tr><tr><td>2009</td><td>1100</td></tr><tr><td>2012</td><td>750</td></tr></tbody></table>	Year	Precipitation (mm)	1991	1100	1993	1450	1996	600	1998	1550	2000	1400	2003	1400	2006	1400	2009	1100	2012	750
	Year			Precipitation (mm)																			
	1991			1100																			
	1993			1450																			
	1996			600																			
1998	1550																						
2000	1400																						
2003	1400																						
2006	1400																						
2009	1100																						
2012	750																						
Period:1991-2012																							
Units: Millimeter (mm)																							
Source: DGA																							

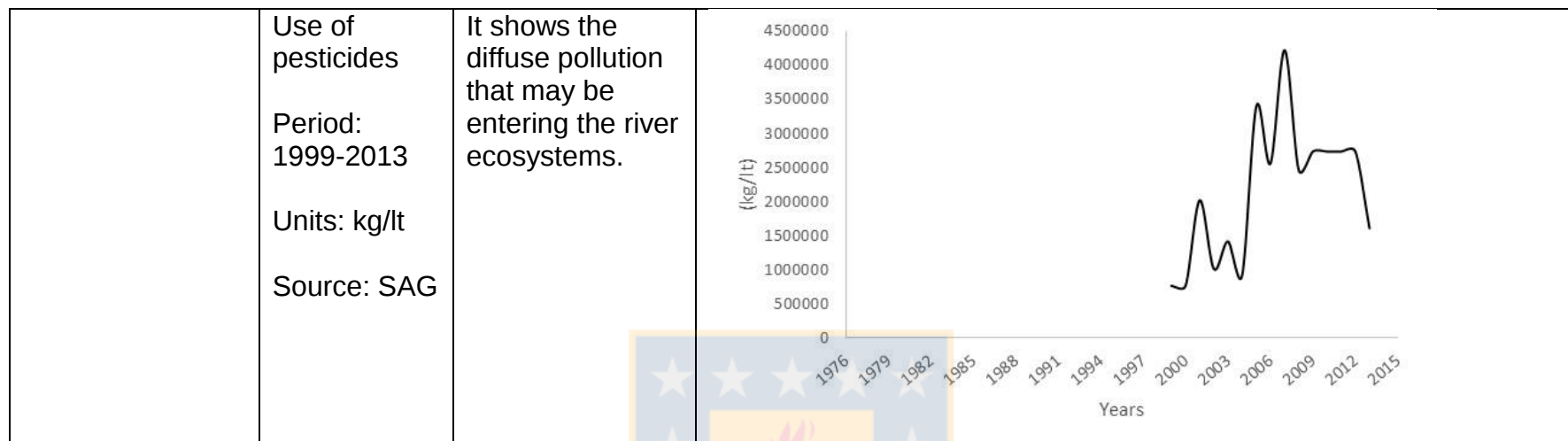
	Temperature Period:2002-2012 Units: (°C) Source: DGA	Potential indicator of climate change	 Temperature (°C) Years
	Nº Floods Period:2000-2012 Units: Number Source: ONEMI	Potential indicator of climate change	 Number (Nº) Years



Overexploitation	Ground water use Period: 2008-2012 Units: (L/s) Source: DGA	Exploited groundwater amount	 <table><caption>Exploited groundwater amount (L/s)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Amount (L/s)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2008</td><td>1800</td></tr><tr><td>2009</td><td>2500</td></tr><tr><td>2010</td><td>3800</td></tr><tr><td>2011</td><td>2000</td></tr><tr><td>2012</td><td>1500</td></tr></tbody></table>	Year	Amount (L/s)	2008	1800	2009	2500	2010	3800	2011	2000	2012	1500								
Year	Amount (L/s)																						
2008	1800																						
2009	2500																						
2010	3800																						
2011	2000																						
2012	1500																						
	Reservoir volume Period: 1998-2013 Units: Millions m³ Source: DGA	Dams constitute barriers to natural rivers	 <table><caption>Reservoir volume (Millions m³)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (Millions m³)</th></tr></thead><tbody><tr><td>1998</td><td>1200</td></tr><tr><td>2000</td><td>2200</td></tr><tr><td>2002</td><td>3800</td></tr><tr><td>2004</td><td>2500</td></tr><tr><td>2006</td><td>3500</td></tr><tr><td>2008</td><td>2300</td></tr><tr><td>2010</td><td>3500</td></tr><tr><td>2012</td><td>1500</td></tr><tr><td>2013</td><td>2200</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (Millions m³)	1998	1200	2000	2200	2002	3800	2004	2500	2006	3500	2008	2300	2010	3500	2012	1500	2013	2200
Year	Volume (Millions m³)																						
1998	1200																						
2000	2200																						
2002	3800																						
2004	2500																						
2006	3500																						
2008	2300																						
2010	3500																						
2012	1500																						
2013	2200																						



	Wastewater generated Period: 2005-2013 Units: Millions m3 Source: SISS	Volume of wastewater to evidence the loss of self-purification capacity of natural ecosystems	 <table><caption>Wastewater generated (Estimated data)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (Millions m³)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2005</td><td>100</td></tr><tr><td>2006</td><td>110</td></tr><tr><td>2007</td><td>115</td></tr><tr><td>2008</td><td>105</td></tr><tr><td>2009</td><td>110</td></tr><tr><td>2010</td><td>115</td></tr><tr><td>2011</td><td>110</td></tr><tr><td>2012</td><td>115</td></tr><tr><td>2013</td><td>125</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (Millions m ³)	2005	100	2006	110	2007	115	2008	105	2009	110	2010	115	2011	110	2012	115	2013	125
Year	Volume (Millions m ³)																						
2005	100																						
2006	110																						
2007	115																						
2008	105																						
2009	110																						
2010	115																						
2011	110																						
2012	115																						
2013	125																						
	Sludge production Period: 2000-2006-2010 Units: tonne/year Source: SISS	Evidence of self-purification capacity loss	 <table><caption>Sludge production (Estimated data)</caption><thead><tr><th>Year</th><th>Volume (ton/year)</th></tr></thead><tbody><tr><td>2000</td><td>4500</td></tr><tr><td>2006</td><td>11000</td></tr><tr><td>2010</td><td>12500</td></tr></tbody></table>	Year	Volume (ton/year)	2000	4500	2006	11000	2010	12500												
Year	Volume (ton/year)																						
2000	4500																						
2006	11000																						
2010	12500																						



REFERENCES

- DGA, Dirección General de Aguas. 2010. Ley 20.304 “Sobre Operación de embalses frente a alertas de emergencias de crecidas y otras medidas que indica”. Definición de Embalse Ralco como Embalse de Control. Realizado por División de Estudios y Planificación. <http://documentos.dga.cl/EMB5224.pdf> (accessed 17.04.10)
- DGA, Dirección General de Aguas. 2012. Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas. Boletín N° 407. Marzo de 2012. <http://www.dga.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Informacin%20Mensual/Boletin-03-Marzo-2017.pdf> (accessed 17.04.10)
- INE, Instituto Nacional de Estadística. 2007. VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal. <http://www.censoagropecuario.cl/index2.html> (accessed 17.02.10)

MMA, Ministerio de Medio Ambiente. 2016. Monitoreo para la vigilancia de la norma secundaria de calidad de aguas de la cuenca del río Biobío. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile.

ONEMI, Oficina Nacional de Emergencia. 2016. <http://www.onemi.cl/inundaciones/> (accessed 17.04.09)

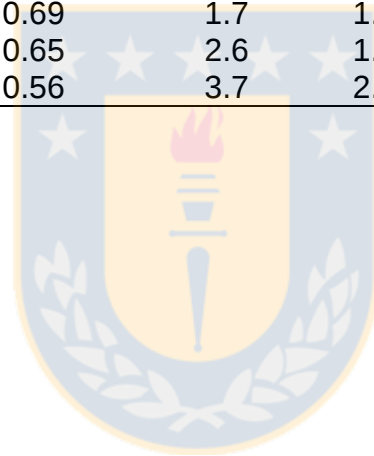
SAG, Servicio Agrícola y Ganadero. 2016. Estadísticas. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/estadisticas-0> (accessed 17.04.09)

SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. 2016. Informe de Gestión del Sector Sanitario. Extraído de: <http://www.siss.cl/577/w3-propertyvalue-3443.html> (accessed 17.04.10)



Appendix G. Cronbach Alpha results and factor analysis for all aggregate indices used in the DPSIR model, except for Biodiversity.

	Cronbach Alfa	Valor C1	Valor C2	% VAR C1	% VAR C2
Provisioning services	0.49	2.4	1.6	39.4	27.5
Regulating services	0.64	5.2	3.2	39.7	24.0
Cultural services	0.73	4.7	1.5	67.3	21.4
Basic materials	0.58	2.9	2.3	33.0	25.9
Non-basic materials	0.67	1.2	0.8	58.9	41.0
Responses	0.69	1.7	1.5	29.0	25.3
Drivers	0.65	2.6	1.4	37.4	20.4
Pressures	0.56	3.7	2.4	30.9	20.3



CAPÍTULO IV.
COMPROMISOS Y SINERGIAS ENTRE
LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA
CUENCA DEL BIOBÍO (CHILE)

PAPER 3.

Compromisos y sinergias entre los Servicios Ecosistémicos (SE) en la cuenca del Biobío, Chile

María Elisa Díaz^{*a}, Ricardo Figueroa^b, M.Luisa Suárez-Alonso^c, M.Rosario Vidal-
Abarca^c

^{* a} Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Ambientales, Concepción,
Chile, tel.: +56-41-2204077, mariaelisdiaz@udec.cl

^b Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Ambientales, Departamento
de Sistemas Acuáticos y Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile.

^c Universidad de Murcia, Campus Regional de Excelencia Internacional, Campus
Mare Nostrum, Facultad de Biología, Departamento de Ecología e Hidrología,
Murcia, España.

ESTADO: En preparación



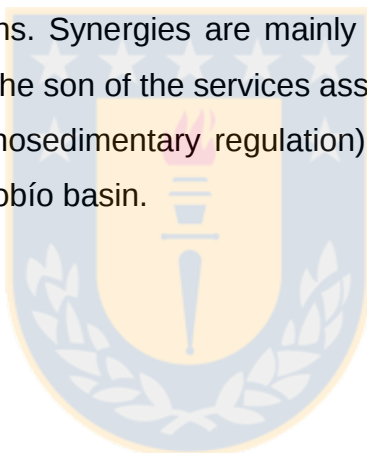
RESUMEN

Los ecosistemas fluviales están siendo transformados para proporcionar más y mejores beneficios a la sociedad, potenciando la gestión del territorio hacia la provisión de servicios de abastecimiento, en desmedro de los servicios de regulación y culturales. En este sentido, el marco conceptual de los servicios ecosistémicos (SE) constituye un puente entre la gestión sostenible de los ecosistemas y la demanda social, ayudando a explorar las múltiples relaciones entre los SE, a diferentes escalas espaciales y temporales. Este estudio explora y evalúa las sinergias y compromisos entre 17 SE prestados por el río Biobío y su biodiversidad, utilizando distintas metodologías. Los resultados muestran que el análisis factorial es una buena herramienta para focalizar, de manera general, las interacciones entre los SE, mientras que las correlaciones y bagplots reflejan con mayor detalle dichas interacciones. Las sinergias se dan mayoritariamente entre los servicios de regulación y los culturales; mientras que son los servicios asociados a las actividades humanas (energías renovables, regulación morfosedimentaria) los que generan la mayor cantidad de compromisos en la cuenca del Biobío.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, sinergias, trade-off, interacciones neutras, río Biobío

ABSTRACT

River ecosystems are transformed to provide more and better benefits to society, enhancing the management of the territory towards the provision of water supply services and to the detriment of regulating and cultural services. In this sense, the conceptual framework of ecosystem services (ES) is a bridge between sustainable ecosystem management and social demand, helping to explore the multiple relationships between the ES, at different spatial and temporal scales. This study explores and evaluates the synergies and commitments between 17 ES provided by the Biobío River and its biodiversity, using different methodologies. The results show that the factorial analysis is a good tool to focus, in a general way, the interactions between the SE, while the correlations and the reflections with the mayor detail said interactions. Synergies are mainly between regulatory services and cultural services; while the son of the services associated with human activities (renewable energies, morphosedimentary regulation) the ones that generate the most commitments in the Biobío basin.



1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de los ecosistemas han sido transformados por el ser humano para obtener mayores beneficios (Burkhard et al., 2009; Mastrangelo et al., 2014; Schindler et al., 2014), focalizando la gestión del territorio en la potenciación de unos pocos servicios (generalmente de abastecimiento) en detrimento de los de regulación y culturales (Chan et al., 2006; Rodríguez et al. 2006, Dearing et al., 2012) y de la biodiversidad que suministra una amplia gama de productos y servicios ecosistémicos (SE) de los que depende el bienestar humano (Daily 1997). En este sentido, el marco conceptual de los SE constituye un puente entre la gestión sostenible de los ecosistemas y la demanda social (Crouzat et al., 2016), dado que ayuda a explorar las múltiples relaciones entre los SE, que ocurren a diferentes escalas espaciales y temporales (Jopke et al., 2014).

De acuerdo con Bennett et al., (2009) las sinergias entre SE ocurren cuando ambos factores se potencian positiva o negativamente, por lo que un aumento o disminución en el suministro de uno de ellos implica un aumento o disminución en la provisión de otro. Esta relación puede deberse, bien a que la respuesta de ambos a un factor estresante (conductor de cambio) es idéntica o bien a una interacción entre ellos. Por ejemplo, un suelo que conserva su cubierta vegetal mantiene bajas tasas de erosión, favorece la regulación hídrica y la calidad del agua (Martín-López and Montes 2011, Howe et al., 2014). Por el contrario, los compromisos (trade-off) ocurren cuando el aumento o uso de uno de ellos implica la degradación del otro (MEA 2005, Haase et al., 2012). Al igual que para las sinergias, esta relación puede deberse tanto a una respuesta simultánea y/o temporal al mismo estresor como a una verdadera interacción entre ellos. Por ejemplo, un aumento de la provisión de alimento incrementando la superficie de cultivo y el uso de fertilizantes, reduce la biodiversidad, lo que supone una disminución de la capacidad de los ecosistemas para suministrar servicios de regulación como la autodepuración (Carpenter et al., 1998). Por último, una interacción entre dos SE es considerada "sin efecto o neutra" cuando el incremento o disminución de uno de ellos no causa efecto sobre el otro (Jokpe et

al., 2014; Lee & Lautenbach, 2016).

El análisis de las interacciones entre los SE tiene entonces una evidente utilidad en la toma de decisiones más apropiadas en políticas regionales, para la gestión sostenible de los recursos (Rodríguez et al., 2006), pues permite visibilizar y cuantificar los efectos que el incremento de un servicio tiene sobre otros, entendiendo como las actividades humanas productivas pueden potenciar o disminuir la provisión de uno o varios SE (e.g. Bennet et al., 2009). Sin embargo, presentan una serie de desafíos y retos en investigación (Beier et al., 2015), dado que estas interacciones pueden: i) variar a distintas escalas espaciales y entre ecosistemas diferentes (e.g. Bennett et al., 2009; Swallow et al., 2009; Raudsepp-Hearne et al., 2010; Seppelt et al., 2011; Landuyt et al., 2016), ii) variar a escala temporal siguiendo la dinámica natural del flujo de los SE (e.g. Bohensky et al., 2006; Rodríguez et al., 2006; Reed et al., 2013; Renard et al., 2015; Tomscha et al., 2016), iii) responder de manera diferente a distintos impactos y/o presiones (e.g. Landuyt et al., 2016), iv) variar según la perspectiva de la demanda de los usuarios (e.g. Sanon et al., 2012; Martín-López et al., 2014; Felipe-Lucía et al., 2015) y, v) presentar problemas conceptuales para abordar el análisis de estas interacciones, los métodos analíticos más apropiados según los casos y los gaps que aún existen en esta línea de investigación (Howe et al., 2014; Mouchet et al., 2014 y Lee & Lautenbach, 2016).

Al respecto, Howe et al. (2014) revisan y analizan las relaciones entre SE desde la perspectiva de los beneficiarios y usuarios, poniendo en evidencia las diferencias entre ellos y, en consecuencia, para el bienestar humano. Mouchet et al. (2014), proponen una batería de métodos cuantitativos para evaluar las interacciones entre SE, mientras que Lee & Lautenbach et al. (2016) concluyen que la elección del método usado para determinar la relación entre los SE tiene un efecto claro sobre la dirección de las interacciones (sinergias, compromisos o relaciones neutras).

Los esfuerzos actuales para identificar y cuantificar las interacciones entre los SE suelen corresponder a investigaciones empíricas (e.g. Cavender-Bares et al.,

2015, Oñatibia et al., 2015) y enfoques basados en modelos (e.g Schlüter et al., 2009; Haase et al., 2012; Maes et al., 2012), que se basan en la comprensión teórica y lineal de las relaciones ecosistémicas (Beier et al., 2008, Egoh et al. 2008) (e.g. la dependencia y relaciones de la producción primaria con los servicios de abastecimiento, Chan et al., 2006). En contraste, Koch et al. (2009) evidencian que las interacciones entre los SE son dinámicas, y que varían en el espacio y en el tiempo, sugiriendo otro tipo de análisis exploratorios (e.g. análisis de compensaciones), para identificar las interacciones, los mecanismos que los causan y como se minimizan o mejoran estas relaciones (Carpenter et al., 2009).

Los estudios que analizan las interacciones entre varios SE en un ecosistema concreto son escasos (e.g. Qiu & Turner, 2013; Jessop et al., 2015). De hecho, la mayoría de ellos analizan las interacciones de pares de servicios simples (e.g. Deines et al., 2013; ver revisión de Lee & Lautenbach, 2016), obviando que la provisión de los SE no son independientes unos de otros y que las relaciones entre ellos no suelen ser lineales (Rodríguez et al., 2006; Koch et al., 2009; Ruijs et al. 2013).

En este contexto, el objetivo de este estudio es explorar las sinergias y compromisos (trade-off) e interacciones neutras entre los 17 SE más importantes identificados en la cuenca del Biobío (Díaz et al. en prensa). Particularmente, se pretende explorar estas interrelaciones utilizando distintas metodologías que han abordado esta temática y analizar las sinergias y compromisos entre la biodiversidad y los SE en la cuenca del Biobío.

2. METODOLOGIA

Área de estudio

La cuenca del Biobío está comprendida entre los paralelos 36° 42' y 38° 49' Latitud Sur. Es la tercera de las cuencas de mayor superficie de Chile (24.625 Km²), contiene el segundo curso fluvial más largo y de mayor caudal del país (Parra et al., 2013), y alberga a 1.2 millones de habitantes (MMA 2016). La cuenca

representa, a nivel nacional, la base natural de uno de los más importantes centros de desarrollo económico del país y está continuamente sometida a distintas influencias, con un sistema muy dinámico desde el inicio de su curso hasta su desembocadura (Valdovinos & Parra 2006). Los sectores productivos más relevantes y dinámicos de la cuenca corresponden al forestal, agropecuario, industrial (e.g industrias de la celulosa y el papel, industrias metalúrgicas, químicas, y refinería de petróleo) y al hidroeléctrico que constituye la principal fuente de suministro de energía eléctrica a nivel nacional.

Fuente de datos

Se seleccionaron 17 SE relevantes proporcionados por la cuenca del Biobío Díaz et al., (unpublished results), que incluye seis de abastecimiento, cinco de regulación y cinco culturales (Tabla 1). Para valorar cada uno de los SE se seleccionó un indicador o varios dependiendo de la consistencia de la serie de datos, donde 9 fueron evaluados utilizando un único indicador y 8 utilizando varios indicadores que conformaron un índice múltiple (Tabla 1). Todos los indicadores fueron estandarizados restando la media de la serie a cada valor y dividiendo por la desviación estándar (Floridi et al., 2011). Los índices múltiples fueron contruidos calculando la media aritmética de los indicadores (un método útil para compensar valores muy dispares) (Floridi et al., 2011). La dirección de cada indicador utilizado para construir los índices múltiples se eligió teniendo en cuenta el SE a evaluar (Vidal-Abarca et al., 2014). Por ejemplo, para valorar la regulación morfosedimentaria se utilizaron dos indicadores cuyo efecto es opuesto como la superficie de bosque nativo y la de plantaciones forestales en la cuenca del Biobío. El primero previene la pérdida de suelo y favorece la regulación hídrica, mientras que el segundo favorece la escorrentía superficial y la erosión del suelo.

Tabla 1. Definición de los indicadores de los servicios ecosistémicos utilizados en el estudio. Se señala el número de datos, años de análisis, unidades de medida. Además se indica el factor de carga, la varianza explicada por cada factor.

SERVICIO ECOSISTÉMICO	CLAVE	INDICADOR	DATOS	AÑOS	UNIDAD	FACTOR DE CARGA	
						F1	F2
BIODIVERSIDAD	B	Especies incluidas en categoría de conservación	8	2006-2013	Número	0.99	-0.04
PROVISION							
Alimentación tradicional	SE1	Producción pesca artesanal	20	1996-2015	Tonelada	0.86	-0.52
Alimentación tecnificada	SE2	Producción acuicultura	20	1996-2015	Tonelada	-0.88	-0.47
Agua dulce	SE3	Consumo humano	19	1997-2014	Millones de m ³	1.00	0.03
		Consumo industrial	9	2005-2013	m ³ /s		
Materias primas	SE4	Nº áridos	16	1998-2013	Número	0.99	-0.10
		Producción de áridos	16	1998-2013	m ³		
Energías renovables	SE5	Producción hidroeléctrica	19	1996-2014	MWh	-0.93	-0.37
Recurso genético	SE6	Especies en categoría de amenaza	5	2007-2008/2011-2013	Número	0.98	-0.19
REGULACIÓN							
Regulación climática	SE7	Pérdida captura CO ₂ en incendios forestales	29	1984-2012	Millones ton CO ₂	0.99	0.06
		Superficie forestal afectada por incendios	39	1976-2014	Hectáreas		
Regulación hídrica (natural)	SE8	Flujo promedio anual	15	1999-2013	m ³ /s	-0.61	0.79
Regulación hídrica (artificial)	SE9	Volumen embalses	19	1996-2014	Millones m ³	0.99	0.13
Regulación hídrica (autodepuración)	SE10	Concentración de nitratos	22	1994-2015	mg/L	-0.76	0.64
		Concentración de DBO ₅	22	1994-2015	mg/L		
		Concentración de oxígeno	22	1994-2015	mg/L		
Regulación de perturbaciones	SE11	Personas afectadas por inundaciones	18	1997-2014	Número	0.13	0.99

naturales							
Regulación morfosedimentaria	SE12	Superficie bosque nativo	15	2000-2014	Hectáreas	-0.91	-0.41
		Superficie plantaciones forestales	15	2000-2014	Hectáreas		
CULTURAL							
Paisaje-servicio estético	SE13	Reservas Nacionales	13	2000-2012	Número	0.91	0.41
Recreación y ecoturismo	SE14	Visitas Parques Nacionales	15	2000-2014	Número de visitas	0.98	0.21
		Visitas Reservas Nacionales	15	2000-2014	Número de visistas		
Identidad cultural	SE15	Población urbana	15	1998-2012	Habitantes	-0.24	0.97
		Población rural	15	1998-2012	Habitantes		
		Población >60 años	17	1998-2007	Habitantes		
Conocimiento científico	SE16	Tesis relacionadas con el agua en la region del Biobío	15	1998-2012	Número	-0.25	0.97
		Proyectos relacionados con ecosistemas acuáticos	8	2005-2012	Número		
Conocimiento ecológico	SE17	Población Rural vs. Urbana	15	1998-2012	%	0.99	0.17
						Eigenvalues	13.0 4.9
						Varianza explicada (%)	72.3 27.7
						Varianza acumulada (%)	72.3 100.0

No siempre fue posible encontrar los indicadores más apropiados para valorar los SE analizados. De hecho, algunos se han valorado utilizando “*proxy* razonables”, como los define Layke et al. (2012). Así, algunos de los indicadores utilizados hacen referencia al uso (e.g. consumo humano de agua para valorar el servicio de abastecimiento agua dulce) o a la demanda (e.g. número de visitantes a los parques nacionales para valorar el servicio *recreación y ecoturismo*) de un SE como proxy de la provisión (Crouzat et al., 2016).

Entre los servicios de abastecimiento se seleccionaron la *alimentación (tradicional y tecnificada)*; *agua dulce*; *materias primas*; *energía renovable* y *recursos genéticos* (Tabla 1). La separación entre la *alimentación “tradicional”* y la “*tecnificada*” obedece al hecho de que ésta última utiliza gran cantidad de subsidios energéticos (e.g. maquinaria, fertilizantes, plaguicidas, etc) (Montes et al., 2012) frente a la tradicional acoplada a la dinámica espacio-temporal de la cuenca. En este caso se ha utilizado como indicador de la *alimentación tradicional* la captura de peces mediante procedimiento artesanal y para la *tecnificada* la producción en acuicultura. Como indicador del servicio *agua dulce* se han empleado dos indicadores de consumo (humano e industrial) como “*proxy*” de la capacidad del sistema de generar una cantidad de agua suficiente para cubrir las demandas de la población humana. El servicio *energías renovables* se valoró mediante la generación de energía hidroeléctrica producida por el río Biobío y los *recursos genéticos* mediante el número de especies catalogadas en peligro según el Reglamento Clasificación de Especies (RCE).

Entre los servicios de regulación se seleccionaron la *regulación climática, hídrica; régimen de perturbaciones y morfosedimentaria*. La *regulación hídrica* se ha dividido en *natural*, *artificial* y *autodepuración* en base a los mecanismos y/o procesos ecológicos que los mantienen. Así, para valorar la *regulación hídrica natural* se ha utilizado el caudal anual del río Biobío, para la *artificial* el volumen de agua regulado por los embalses y para la *autodepuración* indicadores relacionados con la calidad química y biológica del agua (Tabla 1). La *regulación*

climática, se valoró con un índice múltiple compuesto por dos indicadores asociados a la capacidad de almacenar carbono de la región, la cual ha disminuido debido a la ocurrencia de incendios forestales. Para la regulación del *régimen de perturbaciones* se ha utilizado el número de damnificados por temporales como un “*proxy*” para valorar la capacidad de resiliencia de la cuenca a eventos catastróficos. Por último, la *regulación morfosedimentaria* se evaluó con un índice múltiple relacionado con la calidad del bosque (nativo o plantaciones forestales) para retener y generar suelo fértil.

En cuanto a los servicios culturales se seleccionaron: *paisaje-servicio estético*, *recreación-ecoturismo*, *identidad cultural*, *conocimiento científico* y *conocimiento ecológico*. Para valorar los dos primeros se utilizaron indicadores relacionados con las reservas y parques nacionales de la cuenca del Biobío. La *identidad cultural* y el servicio *conocimiento ecológico* se valoraron con indicadores relativos a la población rural y urbana de la cuenca y el *conocimiento científico* a través de la producción científica regional (Tabla 1). Por último, como indicador del estado de la *biodiversidad* en la cuenca del Biobío se ha utilizado el número de especies incluidas en alguna categoría de conservación de acuerdo al RCE.

Análisis de datos

Para explorar las relaciones e interacciones entre los SE proporcionados por la cuenca del Biobío y entre la pérdida de biodiversidad y los SE se realizó un Análisis Factorial para detectar la existencia de sinergias y compromisos entre grupos de SE seleccionados en la cuenca del Biobío. Esta técnica es útil porque puede expresar la estructura de correlación entre un gran número de variables (Jessop et al., 2015). Para detectar el tipo de interacción se definió un umbral mayor de 0.90 para la carga de cada SE en los componentes (positivo para las sinergias y negativo para los compromisos), valores inferiores se interpretan como una relación neutra.

Posteriormente se realizó un análisis de correlación (Spearman) para establecer las interacciones significativas y su dirección (positivas o negativas) entre los SE y entre la biodiversidad y los SE. Este análisis es ampliamente utilizado (Lee & Lautenbach, 2016) cuando las variables usadas no se ajustan a la normalidad e indican sinergias y compromisos con los valores positivos y negativos de ρ (rho), respectivamente. Debido a la falta de referencias acerca del rango en que se definen las relaciones neutras, se ha seguido lo señalado por Jopke et al., (2014), aceptando un coeficiente de correlación entre -0,05 y 0,05. Tanto el análisis factorial como las correlaciones de Spearman se realizaron utilizando el Software SPSS (2013).

Por último, se utilizó un “*bagplot*” (Rousseeuw et al., 1999), que es una versión bidimensional del diagrama de caja (boxplot) (Tukey, 1975). Este consta de una región interior (bag) que contiene la mediana y el 50% de los datos, y una región exterior (loops) que contiene las observaciones no consideradas en el anterior (Fig. 1). Los datos fuera de esta región son atípicos. En algunos casos, alrededor de la mediana, se incorpora una región que constituye el área del 95 % de confianza de la mediana (Fig. 1c). La forma y la dirección de la figura, permite identificar las sinergias y trade-off. Para ello se utiliza las siguientes características de los bagplots: la correlación (dirección de la bolsa), la asimetría de distribución (forma de la bolsa) y los valores atípicos. La situación de la mediana se toma como punto de referencia para separar el bagplot en cuatro cuadrantes, donde el espacio positivo/positivo está en la parte superior derecha y el negativo/negativo en la parte inferior izquierda, respectivamente. Si el bagplot está orientado desde la parte inferior izquierda a la superior derecha, cubriendo los aspectos del espacio negativo/negativo y positivo/positivo se supone una relación sinérgica entre las variables (Fig. 1a) (Jopke et al., 2014). En contraste existe compromiso cuando el bagplot está orientado a lo largo del espacio positivo/negativo y negativo/positivo (Fig. 1b). Si los cuatro espacios están igualmente cubiertos no existe ningún tipo de relación y se considera neutra (Jopke et al., 2014) (Fig. 1c). Cuando el número

de datos es muy bajo, el análisis no genera un bagplot y cuando la relación entre dos servicios es lineal, el bagplot generado es similar a un boxplot univariante (Rousseeuw et al., 1999). Este análisis se desarrolló utilizando el paquete "aplpack" Versión 1.2.7 para R (R Development Core Team, 2013).

Finalmente, y de acuerdo a Jopke et al. (2014), se calculó la r acumulada para cada SE, como la suma todos de los coeficientes de correlación de todos los pares, lo que permite detectar que SE presenta mayor número de sinergias y/o de compromisos.

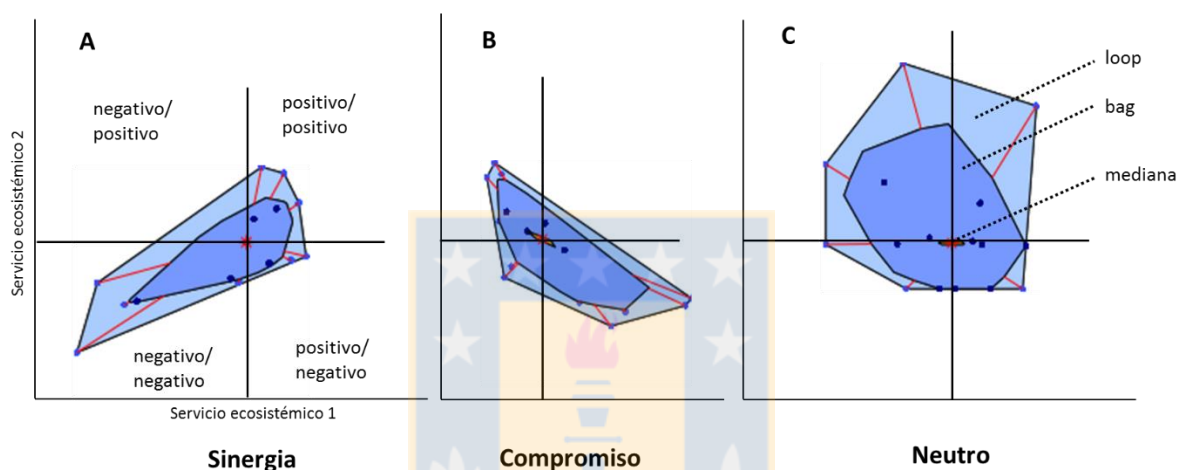


Figura 1. Forma de interpretar los bagplots para definir interacciones neutrales entre los servicios ecosistémicos estudiados. Para las explicaciones de los distintos componentes del bagplots ver apartado de metodología.

3. RESULTADOS

3.1. Interacciones entre los SE

3.1.1. Análisis factorial

Los dos primeros componentes del análisis factorial explicaron el 100 % de la varianza total (Tabla 1). El primer componente absorbe el 72,3 % de ella y está positivamente relacionado con la *biodiversidad* y cuatro servicios de abastecimiento (*alimentación tradicional, agua dulce, materias primas y recursos genéticos*), dos servicios de regulación (*regulación climática y regulación hídrica artificial*) y tres servicios culturales (*paisaje-servicio estético, recreación-ecoturismo y conocimiento ecológico*), mientras que son antagónicas las *energías*

renovables (abastecimiento hidroeléctrico), y la *regulación morfosedimentaria* (servicios de regulación). El segundo componente es explicado por el servicio de *regulación perturbaciones naturales* y dos culturales (*identidad cultural* y *conocimiento científico*)

La proyección espacial de los dos componentes permite identificar tres grupos diferentes (Fig. 2). El primer componente representa un compromiso (trade-off) entre la biodiversidad y 10 servicios relacionados sinérgicamente entre ellos (derecha), y el grupo situado a la izquierda del gráfico que incluye a los servicios más potenciados por las actividades humanas (*energías renovables* y *regulación morfosedimentaria*). En la parte positiva del segundo componente se sitúa el tercer grupo que incluye dos servicios culturales y tres de regulación relacionados con la capacidad natural de la cuenca para generar un flujo de servicios.

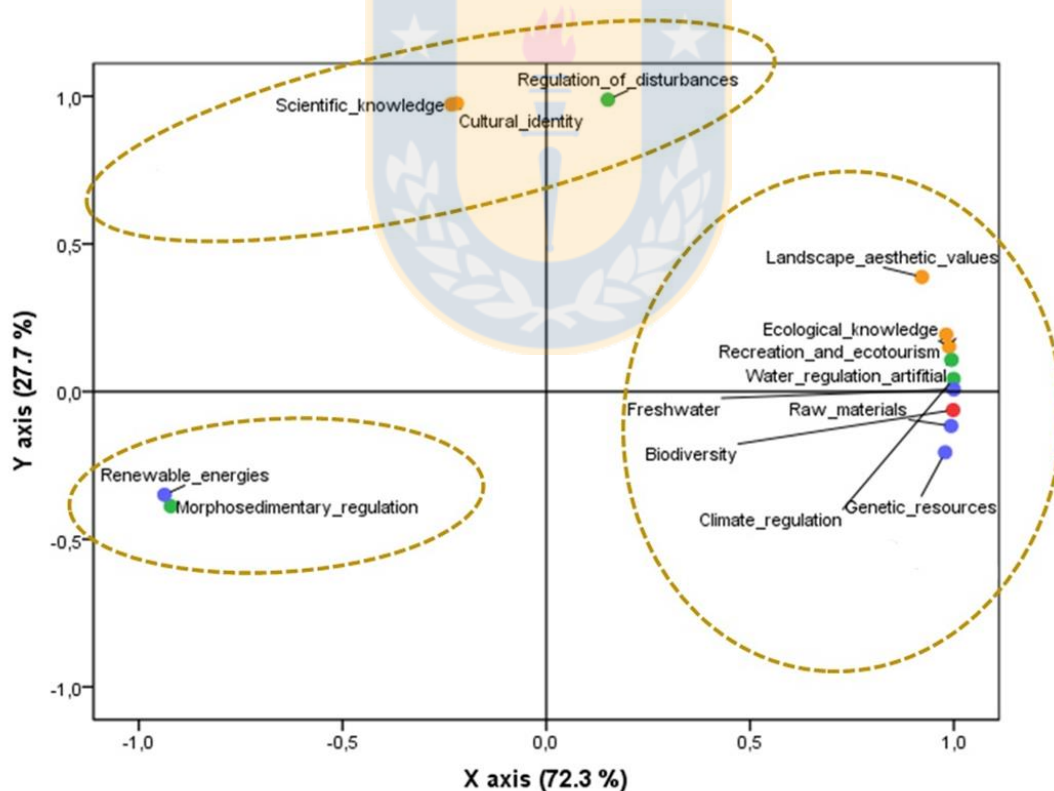


Figura 2. Proyección espacial de los dos componentes del Análisis factorial. Se señala la varianza absorbida por cada componente.

3.1.2. Correlación de Spearman

El análisis de correlación de Spearman mostró que el 55.9 % de las relaciones entre los SE son positivas. Sin embargo, tan solo 15 de ellas son significativas (Fig. 3).

Las interacciones positivas más fuertes se establecieron entre el servicio de abastecimiento *recursos genéticos* con *materias primas* ($r = 1.00$; $p < 0.01$), y dos servicios culturales *recreación y ecoturismo* y *conocimiento ecológico* ($r = 1.00$; $p < 0.01$).

Para los servicios de regulación las interacciones están dadas por la *regulación hídrica artificial* y la *natural*; ($r = 0.66$; $p < 0.01$), entre la *regulación hídrica artificial* y las *energías renovables* ($r = 0.64$; $p < 0.01$) y la *regulación hídrica artificial* con la *regulación morfosedimentaria* ($r = 0.64$; $p < 0.01$). Mientras que entre los servicios culturales el *conocimiento ecológico* se relaciona con *recreación y ecoturismo* ($r = 0.98$; $p < 0.01$), con el *paisaje-servicio estético* ($r = 0.81$; $p < 0.01$), *identidad cultural* ($r = 0.67$; $p < 0.01$), y con el servicio de abastecimiento *alimentación tradicional* ($r = 0.75$; $p < 0.01$).

Del 44.1 % de interacciones negativas detectadas, solo 11 fueron significativas (Fig. 3). La interacción negativa significativa más fuerte se estableció entre los servicios de abastecimiento *energías renovables* y *recursos genéticos* ($r = -1.00$; $p < 0.01$). Igualmente, fuertes relaciones negativas se detectaron entre el servicio de abastecimiento *alimentación tecnificada* con dos servicios culturales: *recreación y ecoturismo* ($r = -0.84$, $p < 0.01$) y *paisaje-servicio estético* ($r = -0.74$; $p < 0.01$). La mayor cantidad de relaciones sinérgicas significativas se detectaron para el servicio cultural *conocimiento ecológico* (5), seguido de los servicios de *recreación-ecoturismo*, *regulación hídrica artificial* y *recursos genéticos* con 3 sinergias, cada uno de ellos (Fig. 3).

Por el contrario, el servicio de *regulación hídrica autodepuración* es el que presentó mayor cantidad de compromisos (5), seguido de los SE *materias primas*

y recreación-ecoturismo con 3 compromisos cada uno. El servicio de *regulación de las perturbaciones* fue el único que no presentó interacciones con el resto de SE.

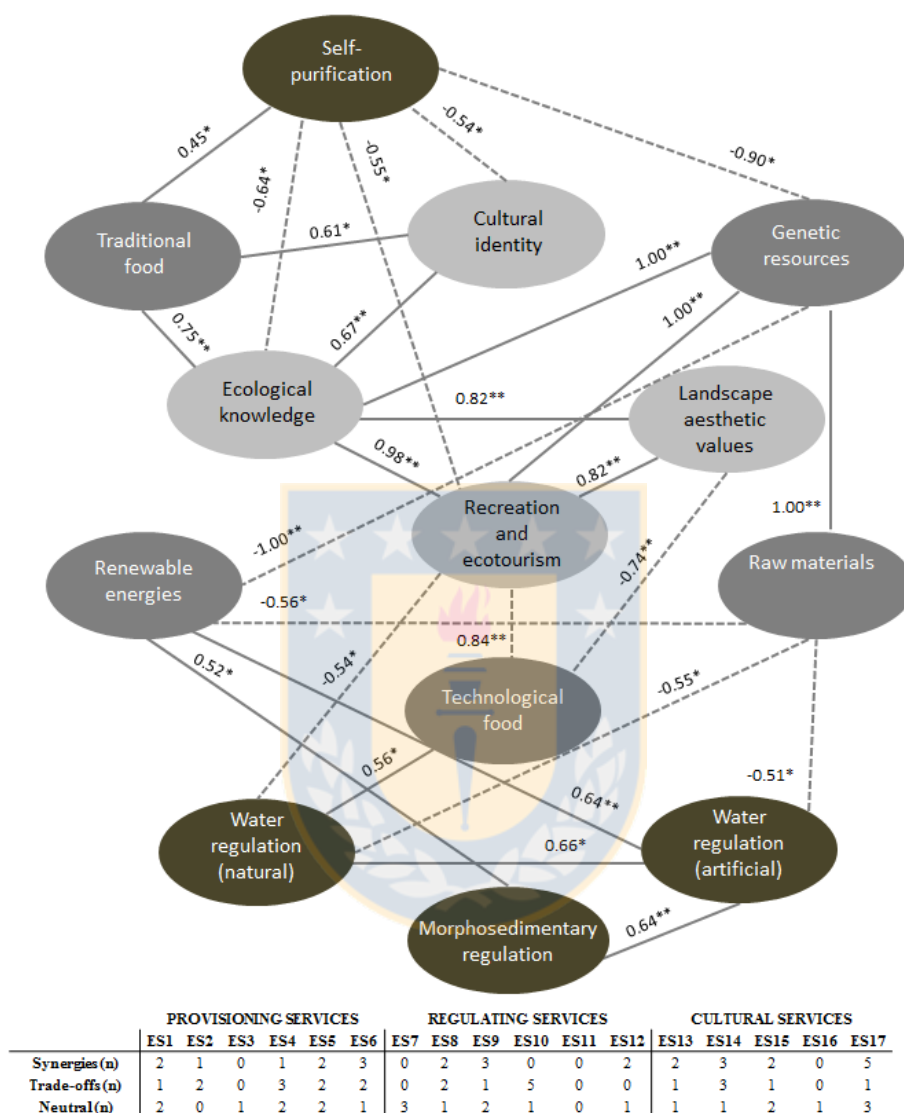


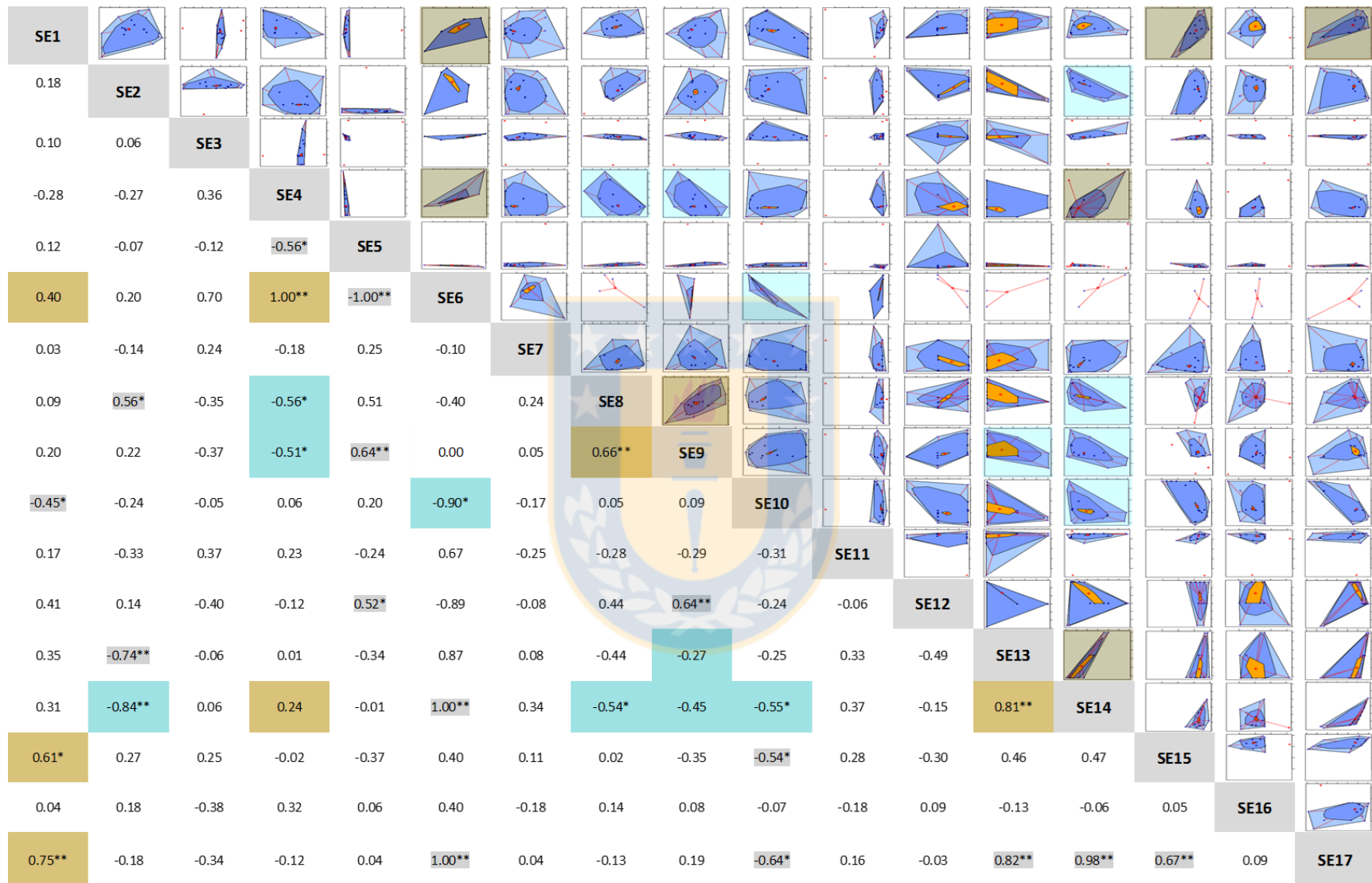
Figura 3. Interacciones significativas (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$) entre los servicios ecosistémicos estudiados en la Cuenca del Biobío. Se incluyen el número de interacciones sinérgicas, de compromiso y neutras detectadas. (Para la clave de los servicios ecosistémicos ver Tabla 1).

3.1.3. Análisis de Bagplots

Los bagplots muestran gráficamente los distintos niveles de interacción entre los SE analizados. El análisis de los bagplots (su forma y dirección) generados para

los 153 pares de SE estudiados muestran pocas interrelaciones evidentes que, en la mayoría casos, se corresponden con los coeficientes de correlación de Spearman más significativos (Fig. 4). Se encontraron siete interacciones sinérgicas claras entre el servicio de abastecimiento *recursos genéticos* con *materias primas* ($r = 1.00$; $p < 0.01$) y *alimentación tradicional* ($r = 0.40$; $p > 0.05$); entre los servicios de *regulación hídrica natural* y *artificial* ($r = 0.66$; $p < 0.01$); entre el servicio cultural *recreación y ecoturismo* con *paisaje-servicio estético* ($r = 0.82$; $p < 0.01$) y con *materias primas* ($r = 0.24$; $p > 0.05$) y entre *identidad cultural* y *conocimiento ecológico* con el servicio de *alimentación tradicional* ($r = 0.61$; $p < 0.05$; $r = 0.75$; $p < 0.01$). Igualmente se detectaron ocho interacciones de compromiso muy evidentes entre los servicios de *regulación hídrica natural* y *artificial* con el de *materias primas* ($r = -0.556$; $p < 0.05$, $r = -0.512$; $p < 0.05$, respectivamente); entre el servicio de *autodepuración* con el servicio de abastecimiento *recursos genéticos* ($r = -0.90$; $p < 0.05$); entre el servicio *paisaje-servicio estético* con *regulación hídrica artificial* ($r = -0.266$; $p > 0.05$); entre el servicio cultural *recreación y ecoturismo* con las tres divisiones del servicio de *regulación hídrica* (*natural* $r = -0.538$; $p < 0.01$, *artificial* $r = -0.45$; $p > 0.05$ y *autodepuración* $r = -0.55$; $p < 0.01$) y con el servicio de *alimentación tecnificada* ($r = -0.84$; $p < 0.01$) .

De acuerdo con el r acumulado, el servicio de regulación *autodepuración* es el que presenta el mayor valor negativo ($r = -3.99$) y el mayor número de compromisos potenciales (11). El servicio de *recursos genéticos* presenta el mayor valor positivo ($r = 3.34$), pero el mayor número de sinergias potenciales lo presenta el servicio de *alimentación tradicional* (12).



	PROVISIONING SERVICES						REGULATING SERVICES						CULTURAL SERVICES				
	SE1	SE2	SE3	SE4	SE5	SE6	SE7	SE8	SE9	SE10	SE11	SE12	SE13	SE14	SE15	SE16	SE17
<i>R Acumulado</i>	3.03	-1.01	0.08	-0.39	-0.38	3.34	0.29	0.02	0.54	-3.99	0.65	-0.52	0.98	1.97	1.99	0.46	3.28
Sinergias (n)	12	8	8	8	7	10	7	7	8	3	8	6	7	9	9	8	8
Trade-offs (n)	2	8	7	6	7	5	6	7	6	11	8	9	8	6	4	6	5
Neutral (n)	2	0	1	2	2	1	3	2	2	2	0	1	1	1	3	2	3

Figura 4. Bagplots y coeficientes de correlación para cada par de servicios ecosistémicos estudiados (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$). (Para la clave de los servicios ecosistémicos ver Tabla 1). *r* acumulado, número y tipo de potenciales interacciones (sinergias, trade-offs y neutrales)

3.2. Interacciones entre la biodiversidad y los SE

La mayor parte de las interacciones de la biodiversidad con los SE de la cuenca del Biobío son débiles y no significativas (Fig.5). Los coeficientes de correlación más altos se detectaron con dos servicios de regulación: *climática* ($r = 0.60$; $p > 0.05$) y regulación hídrica *autodepuración* ($r = 0.54$; $p > 0.05$). El análisis de los bagplots reveló dos sinergias evidentes entre la biodiversidad con el servicio de *alimentación tradicional* y el servicio cultural *paisaje-servicio estético*, y tan solo un compromiso con la *alimentación tecnificada* (Fig. 5).

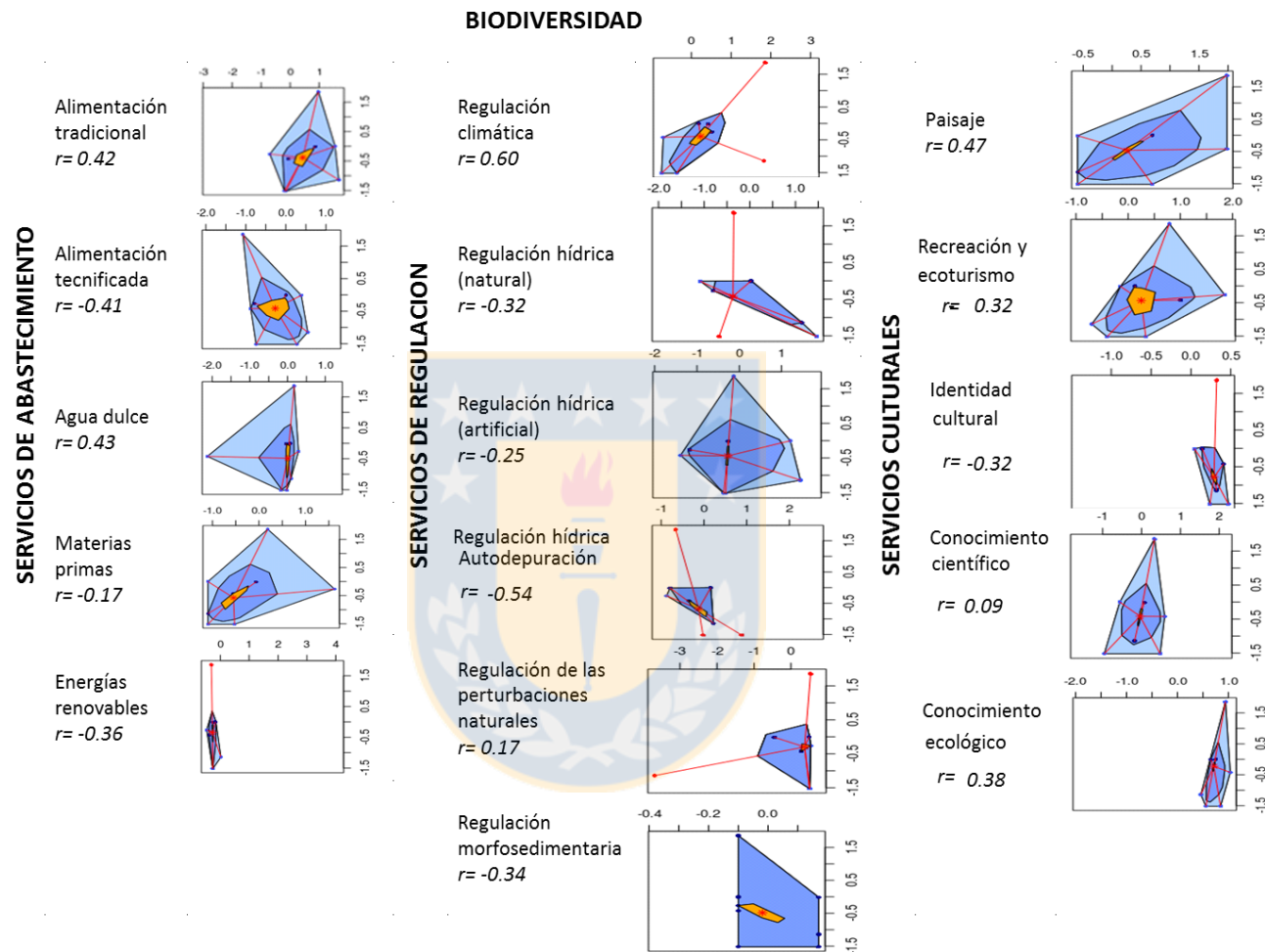


Figura 5. Bagplots y coeficientes de correlación entre la biodiversidad y cada uno de los SE estudiados.

4. DISCUSION

Las complejas relaciones existentes entre los SE y entre ellos y la biodiversidad son elementos claves para la toma de decisiones sobre las acciones y políticas a desarrollar en materia de gestión de ecosistemas. Sin embargo, muchas veces estas relaciones no son lineales (Scholes et al., 2013) o se carece de la información para entender los diversos flujos energéticos entre servicios, que no siempre implica causalidad.

El presente estudio constituye una primera aproximación al análisis de las sinergias y compromisos que se establecen entre los SE proporcionados por la cuenca del Biobío, que permitan aportar información para la toma de decisiones sobre políticas públicas y modelos de desarrollo regional. De acuerdo a Crouzat et al., (2016), las interacciones entre los SE deben ser analizadas desde la perspectiva de las tres facetas implícitas en el propio concepto de SE: su provisión, su demanda y su uso, haciendo referencia al marco del socio-ecosistema en el que tienen sentido los SE (e.g Bennett et al., 2009, Van Oudenhoven et al., 2012). No obstante, se requiere de herramientas que identifiquen y valoren estas relaciones.

La capacidad de los métodos estadísticos utilizados para detectar las interacciones entre los SE depende, en primera estancia, de la calidad de los indicadores utilizados (Jopke et al., 2014). En nuestro estudio ha sido difícil encontrar indicadores a escala de cuenca o regionales, que dispusieran de una serie temporal adecuada para detectar tendencias de cambio. Tal es el caso del indicador del servicio de abastecimiento *recursos genéticos* del que tan solo se dispone de 5 datos (Tabla 1), aunque cubren una escala temporal de 15 años. Asimismo, es relevante el método utilizado para detectar la dirección de las relaciones entre los SE. Al respecto Lee & Lautenbach (2016) señalan que los coeficientes de correlación muestran tendencias y permiten detectar con mayor probabilidad relaciones neutras, al contrario de lo que ocurre con las técnicas multivariantes, utilizadas para identificar grupos (*bundles*) de SE que tienden a

ocurrir conjuntamente y más bien buscan patrones de comportamiento. El análisis factorial aplicado para detectar las relaciones entre los SE y la biodiversidad en la cuenca del Biobío, permite definir tres grupos de SE relacionados entre sí (Fig. 2), pero no se detectaron relaciones neutras, puesto no existe acuerdo sobre los umbrales para definir tipos de relaciones (Lee & Lautenbach, 2016). Por el contrario, el análisis de correlaciones detectó que el 10.3 % de las correlaciones entre pares de SE podían ser consideradas neutras. Estos resultados muestran la escasa linealidad que ocurre entre pares de SE (e.g. Jopke et al., 2014), además poco significativos (Fig. 4).

De acuerdo con Jopke et al., (2014) los bagplots pueden ayudar a visualizar la interdependencia de los SE cuando los coeficientes de correlación son muy bajos. Por ejemplo, la relación de compromiso entre el servicio de *regulación hídrica artificial* y el cultural *recreación y ecoturismo* cuyo coeficiente de correlación fue muy bajo ($r = -0.45$; $p > 0.05$), parece evidenciar el escaso interés de la población por utilizar paisajes alterados para realizar actividades de ecoturismo. Además, la dirección del bagplot permite interpretar, de forma clara, sinergias y compromisos, que las correlaciones no necesariamente evidencian. Como ejemplo, la relación entre la biodiversidad y la *alimentación tecnificada* mostró un coeficiente de correlación positivo y poco significativo ($r = 0.41$; $p > 0.05$) pero el análisis bagplot indica compromiso (Fig. 5).

No obstante, la interpretación de un bagplot está sujeta a un alto grado de subjetividad, mayor que los coeficientes de correlación (Jopke et al., (2014). De hecho, tan solo 15 bagplots de los 153 generados por el análisis pudieron ser interpretados de forma fiable (ver Fig. 4). Además, el número de datos es un requisito importante, dado que, aunque existan correlaciones altamente significativas entre pares de SE, puede no generarse un bagplot. Tal es el caso de la relación entre el servicio de abastecimiento *recursos genéticos* y el cultural *recreación y ecoturismo*, con un valor de correlación = 1 ($p < 0.01$), que no genera el bagplot (Fig. 4). Por otro lado, no todos los pares de SE analizados con correlaciones altamente significativas dan lugar a bagplots interpretables, como

por ejemplo, la relación entre los servicios culturales *recreación y ecoturismo* y *conocimiento ecológico* ($r = 0.98$; $p < 0.01$) (Fig. 4).

Por último, el cálculo del r acumulado puede ayudar a visualizar la intensidad de las interacciones entre un SE con los demás (Jopke et al., 2014). Sin embargo, no siempre valores elevados del r acumulado indican un mayor número de interacciones. Por ejemplo, el servicio de abastecimiento *recursos genéticos* muestra el mayor valor positivo de r acumulado, pero no el mayor número de relaciones sinérgicas (Table 1). Como indican Jopke et al., (2014), es necesario explorar la utilidad de este índice y su relación con las interacciones entre SE para valorar su real aporte.

Las técnicas estadísticas aplicadas para detectar las interrelaciones entre los SE proporcionados por la Cuenca del Biobío, así como éstos con la biodiversidad, muestran que las interacciones ocurren entre los tres tipos de servicios (abastecimiento, regulación y culturales), aunque muchas de las cuales son de difícil interpretación. El análisis factorial agrupa y separa claramente tres SE mediados por las actividades humanas: *energías renovables*, *regulación morfosedimentaria* (Fig. 2). En este caso, las *energías renovables* se refieren a la energía hidroeléctrica que, en la cuenca del Biobío supone ca. 40% de la hidroenergía nacional. La hidroelectricidad ha sido considerada una de las energías más limpias, a pesar de que, dependiendo de las condiciones técnicas y ambientales de los embalses pueden ser importantes emisores de gases de efecto invernadero (Maeck et al., 2013), requiere la construcción de infraestructuras que modifican los flujos naturales del río (e.g. Ward & Stanford, 1995; Anderson, 2013), alteran las comunidades de peces y otros organismos acuáticos (e.g. Anderson et al., 2006) y, en consecuencia, alteran su capacidad para suministrar muchos SE a las poblaciones humanas. Además, tienen un fuerte impacto social al desplazar a las poblaciones locales que dependen de los SE proporcionados por el río y sus riberas (e.g. Finley-Brook and Thomas, 2010; Sivongxay et al., 2017).

La *regulación morfosedimentaria* en la cuenca del Biobío, se ha evaluado considerando el reemplazo de bosque nativo por plantaciones forestales con especies exóticas de los géneros *Pinus* sp. y *Eucaliptus* sp. que, por su rápido crecimiento, son muy rentables para la industria de la celulosa y el papel (Huber et al., 1998; Ferreira et al., 2006; Correa-Araneda et al., 2011), especialmente en la región del Biobío que concentra la mayor cantidad de superficie (>40%) con plantaciones forestales del país, que desencadena una serie de impactos sociales y ambientales negativos (Huber et al., 2010; Lara et al., 2010). En este sentido, el manejo de las plantaciones para proporcionar un único servicio de abastecimiento (madera y celulosa, productos claves en la economía nacional), tiene como consecuencias la homogenización del paisaje, una disminución de la diversidad florística y estructural y una pérdida de su interés como reservorio genético (Little et al. 2009). Sin embargo, un manejo adecuado de estas plantaciones pueden proporcionar algunos servicios de regulación como ayudar a mitigar el cambio climático al ser sumideros temporales de CO₂ (debido al rápido crecimiento de los árboles) (Guariguata 2009), o control de la erosión.

El análisis de correlaciones, señala un gran número de interacciones significativas entre pares de servicios de las tres tipologías, destacando sinergias entre la *regulación hídrica natural* y la *regulación hídrica artificial*, donde la condición base de los ríos está siendo continuamente modificada por la construcción de embalses para la retención de agua para generación hidroeléctrica (Magilligan et al., 2005; Gordon and Meentemeyer 2006; Martínez-Yrizar et al., 2012), lo cual juega en contra del desarrollo local (bienestar humano, Díaz et al., Unpublished results) y en desmedro de la naturalidad como elemento clave de la sustentabilidad y resiliencia de los ecosistemas. Por otro lado, las sinergias entre la *autodepuración* y la *alimentación tradicional* y el compromiso entre la *regulación artificial* y *materia prima*, reflejan el importante nexo que puede llegar a existir entre los servicios de regulación y abastecimiento, siendo estos los que muchas veces generan patrones que explican el funcionamiento ecosistémico (e.g. Landuyt et al., 2016). Sin embargo, en este estudio, debido al número de interacciones “entre” y “hacia”

los servicios culturales, ocurre lo contrario. En este sentido, el *conocimiento ecológico*, a través de las múltiples relaciones sinérgicas que establece con los demás servicios (e.g *conocimiento ecológico vs. paisaje-servicio estético*, *conocimiento ecológico vs. recreación y ecoturismo*), refleja la importante influencia que tiene la población en la identidad cultural y en la apreciación del paisaje, sobre todo a través del traspaso de conocimiento de generación en generación (Felipe-Lucía 2014; Daniel et al., 2012), lo cual potencia los vínculos culturales en la cuenca. Así también, hay otras interacciones de este servicio a las cuales no es posible atribuirle causalidad (e.g *conocimiento ecológico con alimentación tradicional y recurso genético*), dejando de manifiesto que es importante indagar en la búsqueda de otros indicadores que nos permitan expresar de una manera más precisa esta interacción. Del mismo modo, el servicio cultural de *recreación y ecoturismo* pone nuevamente de manifiesto el estrecho vínculo entre la sociedad y el recurso hídrico, por lo cual no se debe subestimar el conocimiento generado en las poblaciones locales y que contribuyen, como ya se ha señalado anteriormente, al *conocimiento ecológico* y al valor del paisaje (Quilodrán and Torres 2009).

El análisis de bagplot coincide con muchas de las interacciones discutidas, (e.g *regulación hídrica natural vs. regulación hídrica artificial*). Sin embargo, esta metodología señala otras interacciones que hasta el momento no han sido visibles, como la existente entre las *materias primas* y la *recreación y ecoturismo*; y entre la *alimentación tradicional y recursos genéticos* (Fig.4), que gráficamente reflejan buenas sinergias, pero a las cuales no podemos atribuir una causalidad, lo cual nos alerta acerca de la importancia de interpretar complementariamente las metodologías utilizadas, teniendo una visión de todos los posibles escenarios de interacción. Así mismo, los compromisos entre la *regulación hídrica artificial* con la *recreación y el ecoturismo*; y el *paisaje servicio estético* respectivamente (Fig.4), revelan que la alteración de los ecosistemas puede estar condicionando la preferencia y dependencia que la sociedad tiene hacia los espacios naturales

(Butler et al., 2006), donde el agua juega un rol esencial en la percepción del paisaje.

Mantener los SE de los ecosistemas no resulta una tarea simple (Farley 2008), dada la cantidad de sinergias y compromisos que conjugan (Fig. 4). Cualquier actividad humana conlleva la potenciación de uno o varios SE pero también el compromiso con otros. Esta situación lleva a cuestionar cómo se elaboran las políticas de manejo de recursos y conservación de los ecosistemas para disminuir los compromisos y aumentar o potenciar las sinergias existentes. En Chile, la mayor parte de las políticas relacionadas con el medio ambiente y, sobre todo aquellas que guardan relación con las actividades que causan la mayor cantidad de compromisos (trade-off) en sistemas fluviales, están construidas ignorando los beneficios no-comerciales proporcionados por la naturaleza (e.g Ley N°701 de Fomento Forestal, Ley N°20.657 de Pesca, Código de Aguas, Política Energética de Chile).

Como ejemplo, el desarrollo energético de Chile (ME 2016), propone integrar de manera coherente y sustentable todos los instrumentos de gestión territorial existentes, como una herramienta para canalizar los intereses de los diversos actores, lo cual considera distintas escalas territoriales. Sin embargo, en el contexto de la modernidad, aún se considera al territorio como una simple extensión o lugar geométrico-geográfico, sin vínculo con la sociedad (Vergara 2005), ignorando que cualquier accionar afecta al sistema donde actúa generando impactos significativos. La hidroelectricidad es considerada como una fuente importante de energía, que busca cubrir las necesidades sociales inmediatas y potenciando la extracción de materias primas, sin aprender de las consecuencias ecosistémicas y como éstas pueden resultar en compromisos imprevistos (e.g. emisiones de gases de efecto invernadero) (Palmer and Filoso 2009). Lo mismo ocurre con la *alimentación tecnificada*, que se visualiza como una presión que compromete otros SE (e.g. *paisaje-servicio estético, recreación y ecoturismo*), la biodiversidad y el bienestar humano (Salazar 2001), sobre todo al introducir especies exóticas como el *Salmo salar* (Salmón del Atlántico). Estos compromisos

podrían ser más importantes, dado el número de solicitudes que existen actualmente para emplazar la acuicultura de tipo industrial en la costa de la región del Biobío (AQUA 2017).

Macfadyen et al., (2012) argumentan que el desarrollo de una gestión destinada a aumentar la biodiversidad a veces puede mantener o mejorar los SE, relevando la importancia de gestionar estas interacciones para evitar muchos resultados no deseados, como la disminución de los servicios de regulación en desmedro de la biodiversidad (Bennett et al., 2009; Tillis and Polasky 2011). En este sentido, la mayor parte de las interacciones de compromiso detectadas en la cuenca del Biobío sugieren medidas de conservación y mayor imbricación de las estrategias para la gestión del territorio. Una correcta gestión deberá combinar los usos del suelo y los usos del agua, considerando distintas escalas espaciales y temporales, pero también los componentes sociales y económicos, incluyendo la participación de las organizaciones sociales (vital para la sustentabilidad a largo plazo), potenciando las sinergias y minimizando compromisos, asegurando la provisión actual y futura de los bienes y servicios, pero especialmente garantizando los múltiples servicios del recurso hídrico (e.g alimentación, generación de energía, regulación hídrica, conocimiento ecológico). Al respecto, compatibilizar el desarrollo económico de nuestro país con la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad presenta un desafío importante, ya que el 80% del territorio nacional no está afecto a un esquema de Áreas Silvestres Protegidas (ME 2016).

En términos generales, no hay duda, que incorporar el concepto de “cuenca” en nuestras políticas podría ayudar a que la sociedad cambie su percepción sobre el uso cooperativo del recurso agua, si existen políticas participativas. La visión implícita en el enfoque de las cuencas hidrográficas permite a los tomadores de decisiones públicos y privados comprender la relación cercana que existe entre el desarrollo socio-económico y los SE (Kinzig et al., 2011, Levine et al., 2011, TEEB 2010), dado que una cuenca sólo puede ofrecer recursos limitados, debiéndose priorizar entre los usos posibles (Santangeli et al., 2016). Este tipo de estudios subraya la necesidad de considerar el equilibrio (sinergias y compromisos) entre

los SE que provee la cuenca del Biobío, logrando un balance entre los diferentes objetivos de desarrollo regional que muchas veces suelen ser antagónicos y contradictorios con la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los recursos para las generaciones futuras. En torno a las relaciones establecidas se proponen más investigaciones desde la funcionalidad de los ecosistemas, considerando escenarios con enfoques de sostenibilidad que incluyan y consideren focos sociales.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo ha sido subvencionado por el Proyecto FONDAP: CRHIAM 1513001 y Beca doctoral CONICYT.



BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, E.P., Freeman, M.C., Pringle, C.M. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and wáter diversión on Neotropical stream fish assemblages. *River Res. Applic.* 22: 397–411. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.899>
- Anderson, E.P. 2013. Desarrollo Hidroeléctrico y Servicios Ecosistémicos en Centroamérica. Banco Interamericano de Desarrollo. IDB Technical Note; 518.
https://publications.iadb.org/bitstream/handle/11319/5824/SR2012_ANDERSON_FINAL_ESP.pdf?sequence=1) (Accessed: 17.03.12)
- AQUA. 2017. Fedepes se suma a rechazo de instalación de salmoniculturas en el Biobío. Sitio web: <http://www.aqua.cl/2017/05/09/fedepes-se-suma-a-rechazo-de-instalacion-de-salmonicultoras-en-el-biobio/>. (Accessed: 17.04.12)
- Beier, C. M., Caputo, J., Groffman, P. 2015. Measuring ecosystem capacity to provide regulating services: forest removal and recovery at Hubbard Brook (USA). *Ecological Applications* 25(7):2011-2021.
<http://dx.doi.org/10.1890/14-1376.1>
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, 1394-1404.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Bohensky, E.L., Reyers, B., Van Jaarsveld, A.S. 2006. Future Ecosystem Services in a Southern African River Basin: a Scenario Planning Approach to Uncertainty. *Conserv. Biol.* 20 (4), 1051–1061.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00475.x>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W. 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. *Landsc. Online* 15, 1–22, <http://dx.doi.org/10.3097/LO.200915>.

- Butler, C., Oluoch-Kosura, W. 2006. Linking Future Ecosystem Services and Future Human Well-being. *Ecology and Society* 11(1): 30.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art30/>
- Chan, K.M., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol.* 4 (11), e379.
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379>
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraipah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106, 1305–1312.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0808772106>.
- Cavender-Bares, J., Polasky, S., King, E., Balvanera, P. 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecol. Soc.* 20 (1), 17. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06917-200117>
- Correa-Araneda, F., R. Urrutia & R. Figueroa. 2011. Estado de conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 325-340.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000300002>
- Crouzat, E., Martín-López, B., Turkelboom, F., Lavorel, S. 2016. Disentangling trade-offs and synergies around ecosystem services with the influence network framework: illustration from a consultative process over the French Alps. *Ecology and Society* 21(2):32. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08494-210232>
- Daily, G. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C
- Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Grêt Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg,

- M., Taczanowska, K., Tam, J., Von Der Dunk, A. 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 8812–8819. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1114773109>
- Dearing, J., Yang, X., Dong, X., Zhang, E., Chen, X., Langdon, P., Zhang, K., Zhang, W., Dawson, T. 2012. Extending the timescale and range of ecosystem services through paleoenvironmental analyses, exemplified in the lower Yangtze basin. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 1111–1120. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1118263109>.
- Deines, A.M., Bee, C.A., Katongo, C., Jensen, R., Lodge, D.M. 2013. The potential trade-off between artisanal fisheries production and hydroelectricity generation on the Kafue River, Zambia. *Freshw. Biol.* 58, 640–654. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12055>.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D.M., Le Maitre, D.C., Van Jaarsveld, A.S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127 (1–2), 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.013>
- Farley, J. 2008. The role of prices in conserving critical natural capital. *Conservation Biology*, 22(6), 1399–1408. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01090.x>
- Felipe-Lucia, M.R., Martín-López, B., Lavorel, S., Berraquero-Díaz, L., Escalera-Reyes, J., Comín, F.A. 2015. Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders' Power Relationships Matter. *PLoS ONE* 10 (7): e0132232. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0132232>.
- Ferreira, V., Eloise, A., Gulis, V., Pozo, J., & Graça, M.A. 2006. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 467–490. <http://dx.doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0467>
- Finley-Brook, M., Thomas, C. 2010. Treatment of displaced indigenous populations in two large hydro projects in Panama. *Water Alternatives*, 3, 269–290. <http://www.jstor.org/stable/24394811>

- Floridi, M., Pagni, S., Falorni, S., Luzzati, T. 2011. An exercise in composite indicators construction: assessing the sustainability of Italian regions. *Ecol. Econ.* 70, 1440–1447. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.003>
- Gordon, E., Meentemeyer R.K. 2006. Effects of Dam Operation and Land Use on Stream Channel Morphology and Riparian Vegetation. *Geomorphology* 82: 412-429. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.001>
- Guariguata M.R. 2009. El manejo forestal en el contexto de la adaptación al cambio climático. *Revista de Estudios Sociales* 32: 98-113. <http://www.cifor.org/nc/online-library/browse/view-publication/publication/2778.html>
- Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F., Seppelt, R. 2012. Synergies, tradeoffs, and losses of ecosystem services in urban regions: an integrated multiscale framework applied to the Leipzig-Halle region, Germany. *Ecol. Soc.* 17 (3), 22, <http://dx.doi.org/10.5751/es-04853-170322>.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., Mace, G.M. 2014. Creating win-wins from trade-offs? ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environ. Chang.* 28, 263–275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>
- Huber, A., Barriga, P., Trecaman, R. 1998. Efecto de la densidad de plantaciones de *Eucaliptus nitens* sobre el balance hídrico en la zona de Collipulli, IX Región (Chile). *Bosque* 19: 61-69. <http://mingaonline.uach.cl/pdf/bosque/v19n1/art07.pdf> (Accessed: 17.05.12)
- Huber, Anton, Iroumé, Andrés, Mohr, Christian, & Frêne, Cristian. 2010. Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque*, 31(3), 219-230. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002010000300006>
- Jessop, J., Spyreas, G., Pociask, G. E., Benson, T. J., Ward, M. P., Kent, A. D., & Matthews, J.W. 2015. Tradeoffs among ecosystem services in restored

<https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.006>

- Jopke, C., Kreyling, J., Maes, J., Koellner, T. 2014. Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators* 49, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>
- Kinzig, A.P., Perrings, C., Chapin, F.S., Polasky, S., Smith, V.K., Tilman, D., Turner, B.L. 2011. Paying for ecosystem services—Promise and peril. *Science* 334: 603–604. <https://dx.doi.org/10.1126/science.1210297>
- Koch, E.W., Barbier, E.B., Silliman, B.R., Reed, D.J., Perillo, G.M.E., Hacker, S.D., Granek, E.F., Primavera, J.H., Muthiga, N., Polasky, S., Halpern, B.S., Kennedy, C.J., Kappel, C.V., Wolanski, E. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Front. Ecol. Environ.* 7 (1), 29–37. <http://dx.doi.org/10.1890/080126>
- Landuyt, D., Broekxa, S., Goethals, P.L. 2016. Bayesian belief networks to analyse trade-offs among ecosystem services at the regional scale. *Ecological Indicators* 71, 327–335. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.015>
- Lara A, R Urrutia, C Little, A Martínez. 2010. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47: 3-9. http://www.bosquenativo.cl/descargas/Revista_Bosque_Nativo/RBN_47_art_tec1web.pdf (Accessed: 17.04.12)
- Layke, C., Mapendembeb, A., Brown, C., Walpole, M., Winnb, J. 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium ecosystem assessments: an analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>
- Lee, H., Lautenbach, S. 2016. A Quantitative Review of Relationships between Ecosystem Services. *Ecological Indicators* 66. Elsevier Ltd: 340–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>.
- Levine, J., Chan, K. 2011. Global human dependence on ecosystem services. In: Koellner, T. (Ed.), *Ecosystem Services and Global Trade of Natural*

Resources. Ecology, Economics, and Policies. Routledge, London, New York, pp. 681–685.

Little, C., Lara, A., McPhee, J., Urrutia, R 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large-scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 30: 162-170.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>

Maeck A, DelSontro T, McGinnis DF, Fischer H, Flury S, Schmidt M, Fietzek P, Lorke A. 2013. Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots. *Environ Sci Technol* 47:8130–8137.

<http://dx.doi.org/10.1021/es4003907>

Macfadyen, S., Cunningham, S.A., Costamagna, A.C., Schellhorn, N.A. 2012. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *J. Appl. Ecol.* 49, 690–69.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02132.x>

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., La Notte, A., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, M.L., Braat, L., Bidoglio, G. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst. Serv.* 1 (1), 31–39.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Magilligan, F.J., Keith H.N. 2005. Changes in Hydrologic Regime by Dams. *Geomorphology* 71 (1-2): 61-

78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.017>

Martin-López B., Montes, C. 2011. Capítulo 6: Biodiversidad y Servicios de los ecosistemas. In: Jimenez, L.M. (Dir.). Biodiversidad en España. Bases de la Sostenibilidad ante el cambio climático. Observatorio de Sostenibilidad de España. Madrid, pp. 445-465.

<https://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0637187.pdf> (Accessed 17.06.17)

- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, B., García-Llorente, M., Montes, C. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecol. Indicators* 37, 220– 228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.003>
- Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., Calmus, T. 2012. Disyuntivas: impactos ambientales asociados a la construcción de presas. *Región y sociedad*, 24(spe3), 289-307. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-39252012000600010&lng=es&tlng=es.
- Mastrangelo, M.E., Weyland, F., Villarino, S.H., Barral, M.P., Nahuelhual, L., Laterra, P. 2014. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landsc. Ecol.* 29, 345–358, <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9959-9>
- ME, Ministerio de Energía Chile. 2016. Energía 2050: Política Energética de Chile. 158 pp. http://www.energia.gob.cl/sites/default/files/energia_2050_-_politica_energetica_de_chile.pdf
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Our Human Planet: Summary for Decision Makers. Island Press. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. (accessed 17.04.12).
- MMA (2016) Ministerio de Medio Ambiente. [Monitoreo para la vigilancia de la norma secundaria de calidad de aguas de la cuenca del río Biobío. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile.](#)
- Montes, C., Santos, F., Martín-López, B., González, J., Aguado, M., López, C., Benayas, J., Gómez, A. 2012. La evaluación de los ecosistemas del Milenio en España: del equilibrio entre la conservación y el desarrollo de la conservación para el bienestar. *Ambienta: La revista del Ministerio del Medio Ambiente*. ISSN 1577-9491, N° 98, págs. 2-12. <http://www.revistaambienta.es/WebAmbienta/marm/Dinamicas/secciones/articulos/EME.htm> (Accessed: 17.05.10)

- Mouchet, M. A., P. Lamarque, B. Martín-López, E. Crouzat, P. Gos, C. Byczek, and S. Lavorel. 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change* 28:298-308. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>
- Oñatibia, G.R., Aguiar, M.R., Semmartin, M. 2015. Are there any trade-offs between forage provision and the ecosystem service of C and N storage in arid rangelands? *Ecol. Eng.* 77, 26–32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.009>
- Outeiro, L. R., Villasante, S. 2013. Linking Salmon Aquaculture Synergies and trade-offs on Ecosystem Services to Human Wellbeing Constituents. *Ambio* 42: 1022-1036. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-013-0457-8>
- Palmer, M.A., Filoso, S. 2009. Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets. *Science*, 325(5940), 575–576. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1172976>.
- Parra, O., Figueroa, R., Valdovinos, C., Habit, E., Díaz, M.E. 2013. Programa de Monitoreo de la calidad del Agua del sistema Río Biobío 1994 – 2012: Aplicación del Anteproyecto de Norma Secundaria de la Calidad Ambiental (NSCA) del río Biobío. Editorial Universidad de Concepción, Chile.
- Qiu, J., Turner, M.G. 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *PNAS* 110 (29), 12149–12154. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1310539110>
- Quilodrán, O., Torres, R. 2009. Consideraciones sobre gobernanza y gestión del agua en la región y cuenca del Biobío, Chile. En: *Gobernanza del agua en Latinoamérica y Europa: Actores sociales, conflictos e territorialidad*. P.R. Jacobi & P. de Almeida Sinisgalli (eds.). Volumen III. Annablume Editorial.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 5242–5247. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0907284107>

- R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reed, M.S., Hubacek, K., Bonn, A., Burt, T.P., Holden, J., Stringer, L.C., Beharry-Borg, N., Buckmaster, S., Chapman, D., Chapman, P.J., Clay, G.D., Cornell, S.J., Dougill, A.J., Evely, A.C., Fraser, E.D., Jin, N., Irvine, B.J., Kirkby, M.J., Kunin, W.E., Prell, C., Quinn, C.H., Slee, B., Stagl, S., Termansen, M., Thorp, S., Worrall, F. 2013. Anticipating and managing future trade-offs and complementarities between ecosystem services. *Ecology and Society* 18 (1), 5. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04924-180105>
- Renard, D., Rhemtulla, J.M., Bennett, E.M. 2015. Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proceedings of the National Academy of Science* 112(43), 13411-13416. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1502565112>
- Rodriguez, J.P., Beard, D., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A., Peterson, G. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol. Soc.* 11, 28. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>
- Rousseeuw, P., Ruts, I., Tukey, J. 1999. The bagplot: a bivariate boxplot. *Am. Stat.* 53, 382–387. <http://dx.doi.org/10.1080/00031305.1999.10474494>
- Ruijs, A., Wossink, A., Kortelainen, M., Alkemade, R., Schulp, C.J.E. 2013. Trade-off analysis of ecosystem services in Eastern Europe. *Ecosystem Services* 4, 82–94. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.002>
- Salazar, G. 2001. Consideraciones generales sobre la acuicultura. En *Fundamentos de acuicultura continental*. Bogotá: República de Colombia. Págs. 1-18.
- Sanon, S., Hein, T., Douven, W., Winkler, P. 2012. Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. *Journal of Environmental Management* 111, 159-172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008>
- Santangeli, A., Di Minin, E., Toivonen, T., Pogson, M., Hastings, A., Smith, P., Moilanen, A. 2016. Synergies and trade-offs between renewable energy

- expansion and biodiversity conservation – a cross-national multifactor analysis ' Global Change Biology. Bioenergy, vol 8, no. 6, pp. 1191-1200.
<http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12337>
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. J. Appl. Ecol. 48, 630–636,
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V.,
Schneidergruber, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Lauwaars, S.G., Schulz-Zunkel, C., Van Der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., Pusch, M.T., Zulka, K.P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K., Wrba, T. 2014. Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. Landsc. Ecol. 29, 229–244,
<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-9989-y>.
- Schlüter, M., Leslie, H., Levin, S. 2013. Managing water-use trade-offs in a semi-arid river delta to sustain multiple ecosystem services: a modeling approach. Ecol Res 24, 491-503. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-008-0576-z>
- Scholes, R.J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M.J., Duriappah, A., 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of socialecological systems and their ecosystem services. Current Opinion in Environmental Sustainability 5, 16-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.004>
- Sivongxay, A., Greiner, R., Garnett, S.T. 2017. Livelihood impacts of hydropower projects on downstream communities in central Laos and mitigation measures. Water resources and rural development 9: 46–55.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wrr.2017.03.001>
- SPSS IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Swallow, B. M., M. F. Kallesoe, U. A. Iftikhar, M. van Noordwijk, C. Bracer, S. J. Scherr, K. V. Raju, S. V. Poats, A. Kumar Duraiappah, B. O. Ochieng, H. Mallee, and R. Rumley. 2009. Compensation and rewards for environmental

- services in the developing world: framing pan-tropical analysis and comparison. *Ecology and Society* 14(2): 26.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art26/>.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundation*. Earthscan, Cambridge.
- Tillis, H., Polasky, S. 2011. Assessing multiple ecosystem services: an integrated tool for the real world. In: Kareiva, P.M. (Ed.), *Natural Capital. Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford, England, New, pp. 34–50.
- Tomscha, S.A., Gergel, S.E. 2016. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. *Ecology and Society* 21(1), 43.
<http://dx.doi.org/10.5751/ES-08345-210143>
- Tukey, J. 1975. Mathematics and the picturing of data. *Proc. Int. Cong. Math.*1, 523–531.
- Van Oudenhoven, A. P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R. S. 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, pp.110-122.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>
- Valdovinos C., Parra, O. 2006. La cuenca del río Biobío: Historia Natural de un ecosistema de uso múltiple. Publicaciones Centro-Eula. Disponible en: <http://www.eula.cl/images/stories/documentos/3.pdf>. (Accessed: 17.04-12)
- Vergara, N. 2005. *Hacia una interpretación Sistémica del Territorio*. Primer congreso Latinoamericano de Antropología. Rosario, Argentina. 12pp.
- Vidal-Abarca, M.R., Suárez Alonso, M.L., Santos-Martín, F., Martín-López, B., Benayas, J., Montes, C. 2014. Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: an ecosystem services approach. *Ecological Complexity*, 20: 1–10.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.07.002>
- Ward, J.V., Stanford, J.A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers:*

Research and Management 11:105–119.

<http://www.d.umn.edu/~thrabik/Ward%20Stanford%20RegulatedRivers%201995.pdf> (Accessed: 17.04.12)



PAPER 4.

CO₂ emission and biomass loss, associated to the occurrence of forest fires in the Biobío region, Chile: An approach from Ecosystem Services (ES)

MARÍA ELISA DÍAZ ^{1*}, RICARDO FIGUEROA ², MARÍA DEL ROSARIO VIDAL-ABARCA ³, MARÍA LUISA SUÁREZ ³, MARÍA J. CLIMENT ¹

*Corresponding author: ¹ University of Concepción, Faculty of Environmental Sciences, Concepción, Chile tel.: + 56-41-2204077, mariaelisdiaz@udec.cl

²University of Concepción, Faculty of Environmental Sciences, Department of Aquatic Systems and Environmental Sciences Center EULA-Chile.

³ University of Murcia, Regional Campus of International Excellence, Mare Nostrum Campus, Faculty of Biology, Department of Ecology and Hydrology, Murcia, Spain.

ESTADO: Aceptado en Gayana Botánica



RESUMEN

El fuego es un fenómeno consustancial con los bosques naturales, pero el modelo de gestión y manejo de las plantaciones forestales puede incrementar su frecuencia e intensidad, convirtiéndose en un importante agente perturbador que genera cambios en la dinámica ecológica que rige el funcionamiento de los ecosistemas y la pérdida o disminución de muchos servicios ecosistémicos. El principal objetivo de este trabajo es revisar la problemática de los incendios forestales en Chile con especial referencia a la región del Biobío, cuantificando la pérdida de algunos de los servicios ecosistémicos provocada por este fenómeno. Los resultados muestran que en promedio durante los últimos diez años, la región del Biobío ha alcanzado la mayor superficie nacional afectada por incendios (179 912 ha), constatando que dichos eventos están altamente correlacionados con el desarrollo forestal alcanzado en la región ($r = 0.5$; $P < 0,05$), que equivale al 50.7 % del nacional. Debido al escaso conocimiento de los efectos de los incendios a nivel local, los resultados se discuten en el contexto de las pérdidas directas de los servicios ecosistémicos, particularmente los efectos en la atmósfera (emisiones de CO_2 , destacando la importancia de la conservación de los bosques nativos como sistemas amortiguadores de los efectos del fuego.

Palabras clave: fuego, bosque nativo, plantaciones forestales, emisiones CO_2 , madera.

ABSTRACT

Fire is a phenomenon inherent to natural forests, but the management model for forest plantations may increase its frequency and intensity, since it is an important disturbing agent, which generates changes in the dynamic that governs the operation of ecosystems and the loss or reduction of many ecosystem services. The main objective of this work is to review the problem of forest fires in Chile with special reference to the Biobío region, quantifying the loss of some of the ecosystem services caused by this phenomenon. The results show that on average during the last ten years, the Biobío region has become the largest national area affected by fires (179 912 ha), confirming that these events are highly correlated with forest development ($r = 0.5$; $P < 0.05$), amounting to 51 % of the national total. Due to limited knowledge on the effects of fires at the local level, results are discussed in the context of direct losses of ecosystem services, particularly the effects in the atmosphere (CO_2 emissions and biomass), stressing the importance of the conservation of native forests as absorption systems for the effects of fire.

Keywords: Chile, CO_2 emissions, fire, forest plantations, native forest, Biobío region, wood.

1. INTRODUCTION

In recent decades, forestal ecosystems have undergone a rapid transformation as a result of various human activities (Costanza et al. 1997). Phenomena such as deforestation, mining, agriculture, climate change, desertification, and increased forest fires have put biological communities and the services provided by ecosystems at risk (Vidal et al. 2013).

In this sense, the benefits that people obtain from nature (ecosystem services), and especially from forest ecosystems, are undeniable (Max-Neef 1991, Turner 2000) Regulation (e. g CO₂ emission and capture) and Recreation, among others. When an ecosystem is altered, many of these services are affected, causing significant changes in ecological dynamics, acting as modifying agents both locally and globally (Hobbs & Harris 2001), with linked events such as the replacement of native vegetation by Agriculture and exotic landscape plantations modify the hydrological and biogeochemical cycles, the atmospheric composition, the global carbon cycle and cause the loss and / or deterioration of various functions and ecosystem services (Thonicke et al. 2001). In the case of forests and forest landscapes, the effects have not been well studied and present many challenges of understanding and responses by the institutions (Spies et al. 2014).

In Chile, areas degraded due to deforestation and/or expansion of forest plantations have increased in recent years with significant economic benefits, but with serious contradictions. On the World Day to Combat Desertification, a specimen of *Sophora toromiro* (Skottsbo) (Toromiro), a legendary endemic and extinct species from Easter Island, was planted in the gardens of the National Congress. Thus, the National Forest Corporation (CONAF, in Spanish) maintains a garden with the aim of controlling erosion in Rapa Nui. Interestingly, the loss of this unique species has its history in the first fires that caused soil loss and desertification of the island more than 50 years ago, which brought about the first reforestation program with exotic species (Espejo & Rodríguez 2013).

Fires are part of the dynamics of nature (Mataix-Solera et al. 2007, Pausas 2012), and in this regard, Flannigan et al. (2003) indicate that low-intensity fires promote herbaceous vegetation, increase nutrient availability, diversify the landscape, and have a positive influence on different physical and biological processes. It's now generally accepted that periodic low-intensity, controlled, fuel-reduction burns are an important part of the management of natural forests, not only as a means of reducing the danger from high-intensity fires but also for ecological reasons (Landsberg et al. 2014). However, the reality is that natural systems are no longer affected by fires of little impact, since most of the neighboring vegetable surface or that which surrounds them is formed by forest plantations. These forest plantations accumulate an important load of fuel that is likely to be affected by catastrophic fires. In such conditions, any fire will be high-intensity, causing what is known as a firestorm, which creates its own environment of temperature, humidity and winds, and with unpredictable characteristics, making it very difficult to quantify its impact on affected natural resources.

This paper reviews and discusses the occurrence and consequences of forest fires in Chile, with an emphasis on the Biobío region. Specifically, a) compares the ecosystem services provided by forest plantations and native forests b) quantifies the losses in the market of some ecosystem services (biomass (energy) and CO₂) and c) carries out a first approach to economic damages resulting from the loss of some goods and services of these ecosystems.

2. METHODOLOGY

2.1. Study area

The study area corresponds to the eighth region of Biobío, located on the southern edge of Chile's central zone (36° 00' - 38° 30' latitude South). This has a surface area of 37046.9 km², representing 4.2 % of the national territory. Much of the surface area of this region corresponds to the Biobío River basin, which represents the natural base of one of the country's most important centers of economic

development. The most relevant productive sectors and dynamics correspond to the forestry sector (including cellulose and paper), agricultural sector, industrial sector (metallurgical, chemical, refinery of oil and textiles), and the hydroelectric sector, which provides the country's main source of energy. The region is characterized by a Mediterranean temperate climate, which houses 2 052 982 ha of forest. At its northern end, trees such as the Hawthorn, associated with *Peumus boldus* (Mol.) (boldo), *Cryptocarya alba* (Mol.) (peumo), and *Quillaja saponaria* (Mol.) (quillay) can be found. To the South, remains of sclerophyllous forests are found, where the changes produced by forest pine plantations and by agricultural crops are most evident.

2.2. Methodological approach

This study conducts a review of the increase in forest plantations at the national and regional level (the Biobío region VIII) over the past three decades, as well as its relationship with forest fire records. Information is mainly collected from databases that possess the National Forestry Corporation (CONAF), the Wood Corporation (CORMA), and the Forestry Institute (INFOR). The data obtained were correlated (Pearson) and plotted using SigmaPlot v.11.0 (Systat Software, Inc.) software.

Similarly, identification of the ecosystem services was performed through a literature review in order to compare those offered by native forests and forest plantations (Appendix), allowing a qualitative approach defined as: + = low contribution; ++ = intermediate contribution; +++ = high contribution, given that there are no quantitative studies on the matter.

In the same way, Wood supply losses (provisioning service) and CO₂ emissions at the atmosphere (regulating service) were analyzed and reviewed.

2.3. Loss of provisioning service: Wood versus Energy

To calculate the loss of biomass as a source of energy, data were used of areas affected by fires and biomass available to be burned, following the methodology

proposed by Valero et al. (2007), (obtaining an approximate value, since not all burned biomass can be extracted for energy use). Subsequent to this biomass value, a correction factor was applied, which corresponds to 0.17 toe/tonne (tonne of oil equivalent) in Mediterranean environments) (Nuñez et al. 2004). Finally, and according to the average barrel value (US \$44.05) provided by the International Energy Agency 2016, the value of burned biomass was estimated.

2.4. Loss of regulating service: Calculation of CO₂ emissions

According to data collected by CONAF (<http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/estadisticas-forestales/>), it was possible to estimate CO₂ emissions resulting from forest fires at the national and regional level, assuming that the biomass available for combustion corresponds to the sum of the aerial biomass and root biomass (information available in a report of the ODEPA 2010) and considering the combustion efficiency data for studies in Mediterranean climates (Formule 1, Valero et al. 2007):

$$L_{fire} = A \times MB \times G_f \times G_{ef} \times 10^{-3} \quad (1)$$

Where:

L_{fire} : amount of gas emissions (CO₂ tones)

A : burned area (ha)

MB : mass of fuel available for combustion (tone by ha of dry matter). All fractions are included: biomass, waste, or dead wood.

G_f : Dimensionless combustion factor (0.45)

G_{ef} : emission factor in g/kg of burned dry matter (1569 g/Kg)

In order to economically measure the CO₂ emissions into the atmosphere, the figures were standardized to monetary values (US \$), according to what is established by the CO₂ emissions market, (December 2016; US \$ 6.35 t CO₂, <http://www.sendeco2.com>).

Assuming that a plantation or mature forest can achieve a relationship between released O₂ and CO₂ fixed by the vegetation of 1.2 (Brower et al. 1990), it was possible to quantify the loss of CO₂ retention/ha as a result of the fires during the 2015 - 2016 season in the Biobío Region (Biobío.) The calculations were done for four scenarios according to the classification of tree plantation ages established in the CONAF registry.

The loss of the future capacity of CO₂ capture was also evaluated for the affected areas. To do this, the amount of carbon that would have been captured nationally by plantations was estimated, without the occurrence of forest fires. These calculations were synthesized using the total affected area, multiplying by the CO₂ capture value for each species (*E. globulus* and *P. radiata*) (Gayoso 2002, Gayoso & Guerra 2005), which also allowed an economic valuation according to the values set by the emissions market as indicated.

3. RESULTS

3.1. Brief history of forest fires in Chile

In Chile, fire is an inherent component to forest ecosystems, whose surge began around the 16th century upon the arrival of the Spaniards to national territory, who were looking for clear areas to carry out agricultural and livestock activities (Torrejón et al. 2013). The ongoing clashes between colonists and indigenous people, who used fire as a defense mechanism, caused an even greater impact on native forests. However, major damage began during the times of the Republic with the colonization processes in the Southern regions of Chile (Chilean Patagonia). During this period, the state sought to diminish this devastation, creating the Reglamento General de Corta (general felling rules) (1873) and the Ley de Bosques (Forest law) (1931), although their effectiveness was very low, since the government acted contradictorily, inciting the occupation of forest land for livestock and farming, and encouraging the clearing of forests using fire as a management tool for improving land.

Currently, Chile has some 75 million hectares of vegetation vulnerable to fires, between meadows and thickets (41 200 948 ha, 59.5 %), native forest (14 316 822 ha, 33.2 %), and plantations (2 396 562 ha, 7.3 %). The most cultivated species are Pino radiata (D. Don) (58.4 %), Eucalyptus globulus (Labill.) (24.1 %), and Eucalyptus nitens (Maiden) (10.8 %) (INFOR, 2016). On average, 57 thousand have been burned annually in 5 767 forest fires. The occurrence of forest fires that affect both forest plantations and natural forest presents important fluctuations beginning in 1964, the year from which official data is made available (CONAF, Fig. 1). Burned surface has increased by 96.4 % in the analyzed series, although the number of fires fluctuates considerably from one year to another, resulting in the maximum values during the period from 2014 to 2015 (8048 fires) and the minimum values during the period from 1964 to 1965 (269 fires).

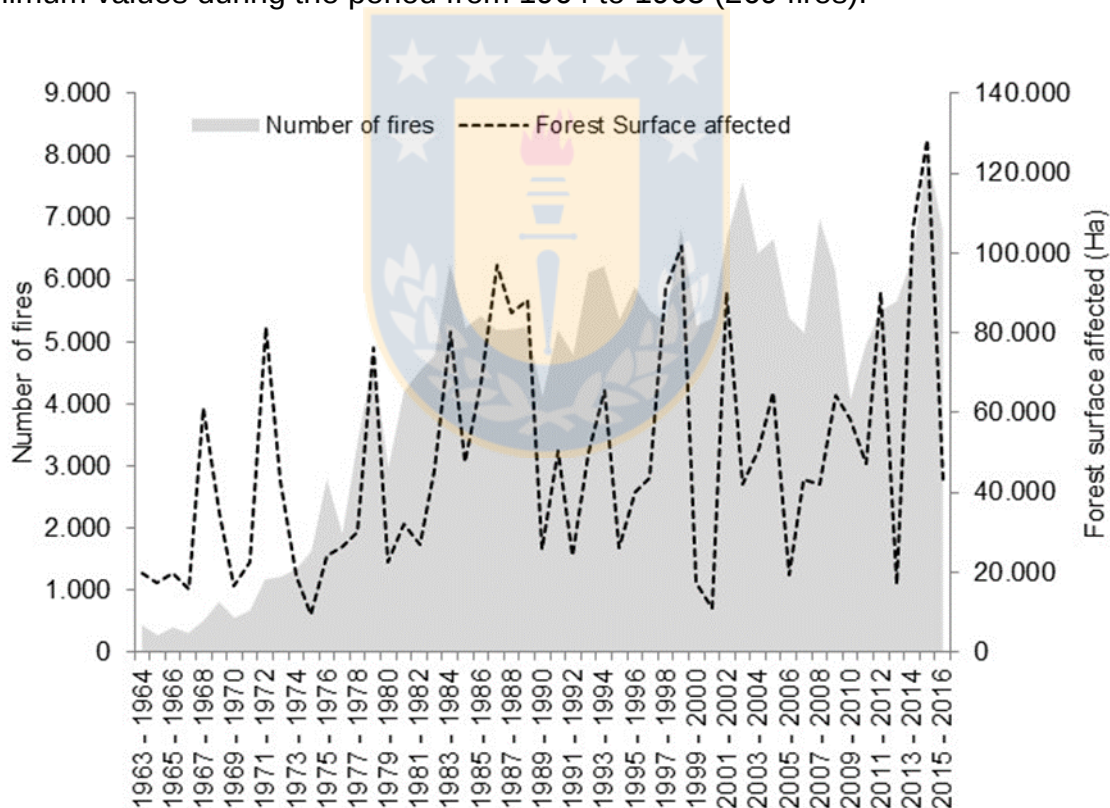


Fig. 1. Number of fires and forest surface affected nationwide (Prepared by the authors. Source: CONAF 2017, <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/estadisticas-forestales/>).

In this regard, Fig. 2A shows various fluctuations over the years between the number of fires and forest plantations at the national level. However, a positive relationship has also been observed between these two variables, which is the most significant in the Biobío region ($r = 0.5$; $P < 0.05$) (Fig. 2B). Thus, the Biobío region makes up the greatest amount of surface area with forest plantations (38 %), dominating the monocultures of *Pinus radiata* (D.Don) (711 358 ha), where in the last five years, the burned surface amounted to 384 067 ha.

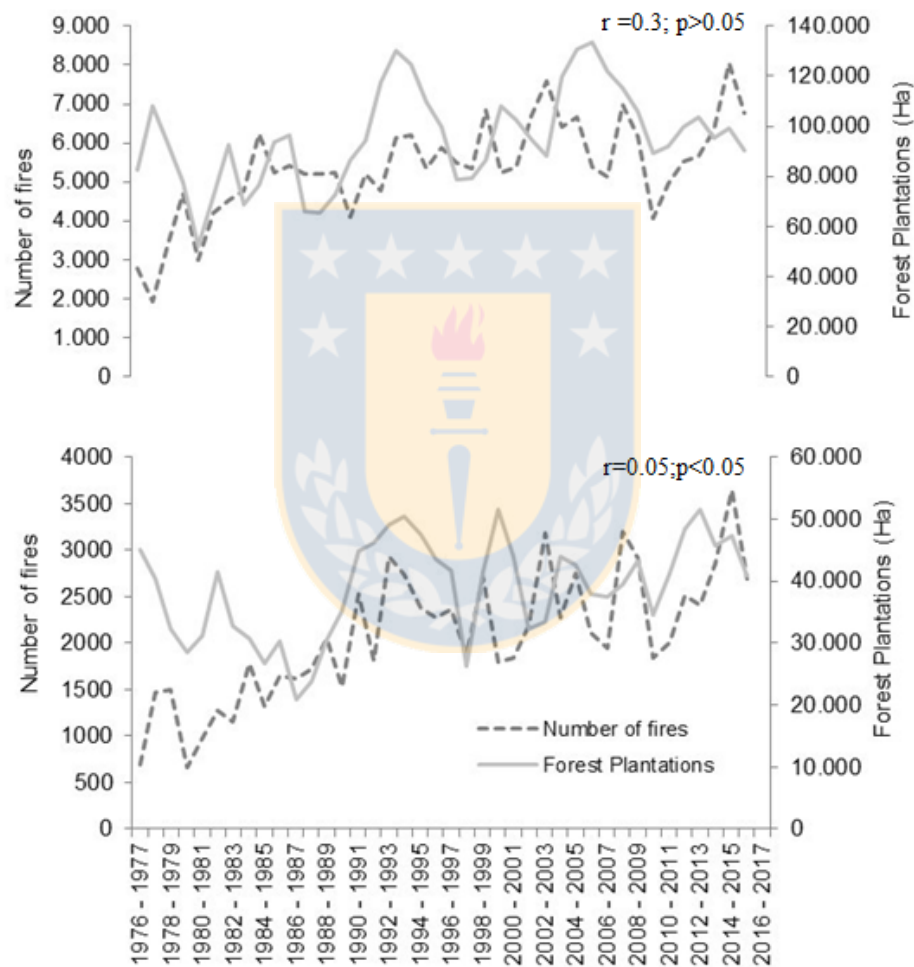


Fig. 2. a) Number of fires versus number of forest plantations occurred to date nationwide, b) occurred in the Biobío Region (Prepared by authors, source: CONAF 2017).

The occurrence of forest fires is concentrated mainly in Mediterranean climate zones, from the Valparaíso to the Biobío region, and although the accident rate of the land increases its extension and danger, it has also been linked to various social conflicts with indigenous communities, creating the question of intentionality. CONAF records indicate that the greatest number of forest fires occurs in the Biobío and Araucanía regions (Fig. 3), where 58 % of forests are forest plantations (INFOR 2016). Fires in these regions are favored by the characteristics of the Mediterranean climate, due to the large concentration of human population, the accessibility to forested areas, and the amount of dry material from wastes resulting from intensive management, creating conditions so that the fires generate a strong economic, social, and environmental impact.

Depending on the intensity, duration, and frequency, fire exerts a great influence on the availability of natural resources and on ecosystems (DeBano et al. 1998). However, its effects do not occur in isolation; they are generally associated with other processes that sharpen the impact. Understanding its effects on the different environmental compartments is key to assessing environmental, economic, and/or social cost of losses involving forest fires (Mills & Flowers 1985). In this regard, the information in Chile and the Biobío region is limited, scattered, and in many cases it has not been evaluated, despite the fact that the region is recognized as a hot spot for diversity around the world (Myers et al. 2000, Figueroa et al. 2013).

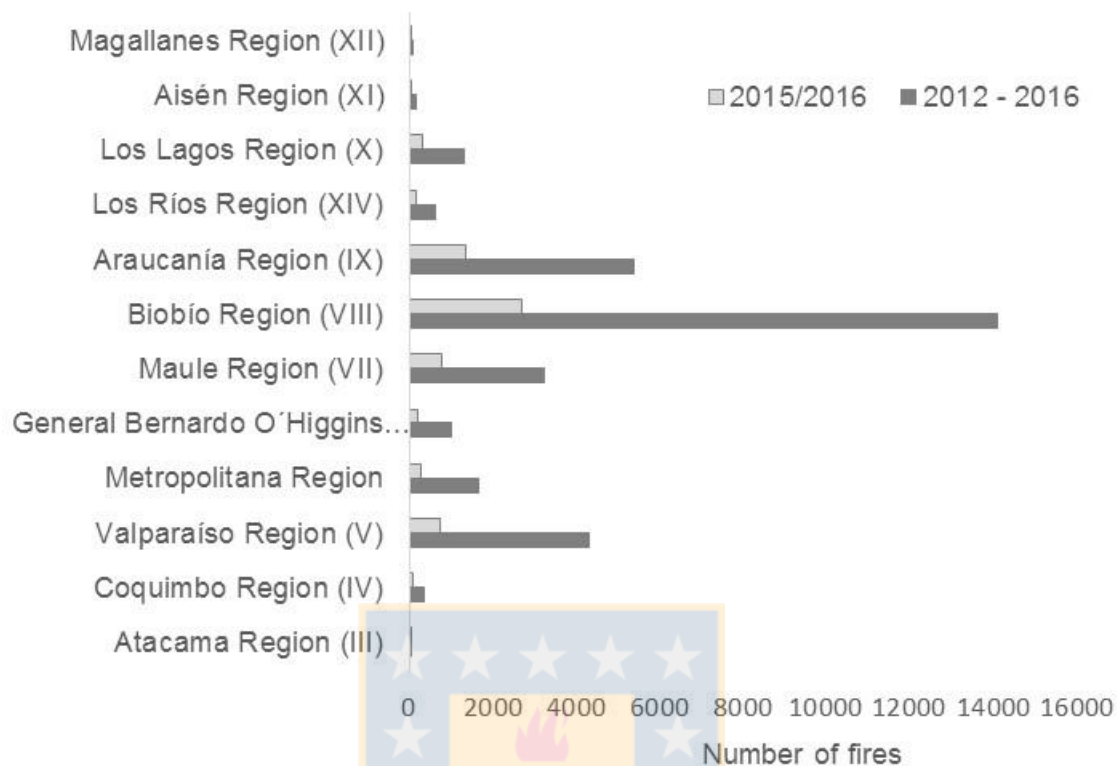


Fig. 3. Number of forest fires occurred regionally during the last five years (2012 – 2016) and the last year (Prepared by authors, Source: CONAF 2017).

3.2. Forest ecosystem services: a comparative analysis

Native forests are important producers of ecosystem services (Campos et al. 2005, MEA 2005), expressed in various goods (firewood, timber, fruits, medicinal plants, animals, etc.). However, they also perform less-known and valued regulatory functions: stabilizing soils, regulating flows of water and nutrients, purifying and filtering water, regulating the local climate, decomposing organic matter, and preventing natural hazards (Table 1). As forests grow, they absorb carbon from the atmosphere, storing it in their tissues and soils, thus reducing the rate of accumulation of carbon dioxide in the atmosphere and mitigating global warming. Additionally, they help to moderate climate change locally by regulating rainfall patterns. The cultural services that they offer (hunting, landscape, fauna, hiking, etc.), although less-studied, are equally important key activities that contribute to

human well-being. On the other hand, forest plantations are systems managed to provide a single ecosystem service (wood and cellulose): key products for the economy. Thus, they tend to be dominated by one or a few species of trees and manipulated to maximize timber production. As a result, landscape homogenization occurs, a decrease in the floristic and structural diversity, and a loss of value as a genetic reservoir. Maintaining this service requires significant amounts of water (Little et al. 2009). However, the plantations are also temporary containers of carbon (due to rapid tree growth) and can help to mitigate climate change when properly handled (Guariguata 2009).

Equating the forest ecosystem with forest plantations, in terms of its ability to provide ecosystem services, has led to erroneous decisions in management of the territory, with the consequent loss of its value, by quantifying ecosystem services exclusively with market prices. In contrast, the quantity and diversity of services that the native forests provide are not perceived by most of society and many of them are not assessable in economic terms (Costanza et al. 1997; Nahuelhual et al. 2007).

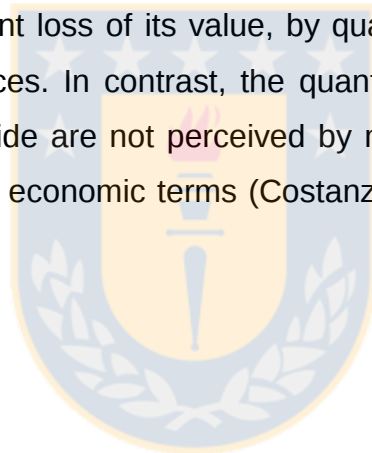


TABLE 1. Qualitative valuation of some ecosystem services provided by native forests and forest plantations

Type of service	Service	Native Forest	Forest Plantation
Supply	Foods	(+)	
	Timber. Fuel and fiber	(++)	(+++)
	Genetic resources	(+++)	(+)
	Biochemicals, natural medicines, pharmaceuticals	(+++)	(+)
	Fresh water	(+++)	(++)
Regulation	Regulation of air quality	(+++)	(++)
	Climatic regulation	(+++)	(++)
	Water regulation (hydrological flows)	(+++)	(+++)
	Water purification and treatment	(+++)	(+++)
	Erosion regulation	(+++)	(++)
	Disease regulation	(+++)	
	Plague regulation	(+++)	
	Pollination	(+++)	
	Regulation of natural disasters	(+++)	(++)
Cultural	Spiritual, cultural and religious benefits	(+++)	(+)
	Scenic beauty and aesthetics	(+++)	(+)
	Recreation and ecotourism	(+++)	(+)

((+) = low contribution, (++) intermediate contribution; (+++) = high contribution. Source: Daily 1997, Campos et al. 2005 and MEA 2005)

3.3. Loss of provisioning services: wood versus energy

In quantifying the damage caused by forest fires, losses inevitably are associated with the timber products obtained from plantations. In this sense, Chile is a country that sustains part of its economy, exporting about 70 % of what it produces, especially cellulose, driftwood logs, pulp, and lumber, almost exclusively of *P. radiata* (D. Don). The use of biomass as an energy source has gained more importance in different markets. When considering biomass burned by forest fires in the Biobío region and it is quantified as energy-producing biomass, a total of 27 million tonnes of dry matter become available for combustion (approximate value, since not all biomass can be extracted for energy use) (Table 2). If a correction factor is applied to this biomass, which in Mediterranean environments corresponds to 0.17 toe (tone of oil equivalent, Nuñez et al. 2004), the energy content of the total biomass would amount to 4.6 million toe. According to the International Energy Agency, the calorific value lost during the 1984 - 2016 season would amount to 33 million barrels of oil. If the average value per barrel is US \$44.05, biomass loss would reach US \$1 444 million.

Table 2. Estimation of the biomass in burned forest plantations, Biobío Region (period 1984- 2016)

	Period	AS (a)	AS (b)	AS (c)	BA (a)	BA (b)	BA (c)	TB (a)	TB (b)	TB (c)	Total biomass (t)
<i>P. radiata</i>	1984-2016	32 508	87 197	36 321	24	162	172	775 160	14 118 642	6 258 137	21 151 938.9
<i>E. globulus</i>	1984-2016		42 856			150			6 425 108		6 425 108.7
Total											27 577 047.5

Note: AS: Affected surface (a):0-10 years, (b): 11-17 years, (c): 18 years; BA: Biomass available for combustion (a): 0-10 years, (b): 11-17 years, (c): 18 years, TB: Total biomass (a): 0-10 years, (b): 11-17 years, (c): 18 years. Calculated according to Valero *et al.* (2007)

3.4. Loss of regulating service: Calculation of CO₂ emissions

One of the main ecosystem services provided by forests is their ability to store carbon, which helps to cushion the effects of climate change. However, one of the main consequences of forest fires is increasing air pollution and CO₂ emissions into the atmosphere, which contributes to global warming. This air pollution is caused by the emission of gases such as NH₃, N₂O, NO_y NO_x, hydrocarbon solids, liquids and gases, aldehydes such as formaldehyde, acrolein, formic acid, and small particles, which have not been fully identified (Johnston et al. 2012). Furthermore, the hydrocarbon present in the atmosphere leads to reactions that impede the elimination of ozone, formed by scattered smoke. Not only do the fires contain particles of carbon and ash, but they are also natural sources of trace elements released and transported into the atmosphere. Medium-sized particles (5 - 10 µ in diameter) may remain suspended in the atmosphere until they are washed by rain, while smaller 2 - 3 µ penetrate deep into the lungs, affecting human health.

CO₂ emissions have been quantified in various fires around the world; however, there are currently no studies of this kind specific to Chile. In this regard, the overall national results for all ages of plantation forests affected by fires between 1984 and 2016 (Table 3), show that over 37 million tonnes (t) of CO₂ (US \$ 235 million) were emitted into the atmosphere, of which 53 % (19 470 966 t) come from fires in Chile's VIII Region (US \$ 121 million). In relation to the scenarios of the proposed ages (Table 4), quantification of the loss of CO₂ retention shows evidence that the most critical scenario corresponds to 23 year old pine plantations (E3), which due to increased fire frequency, contribute higher average CO₂ levels, with a negative balance of O₂ release (ca.: - 145 Mg ha⁻¹ year).

Table 3. Estimation of the emissions of CO₂ from forest plantations due to forest fires, according to the study by Valero *et al.* (2007).

	Type of plantation	Burned area (ha)			MB (t ha ⁻¹)			L _{fire} (t CO ₂)
		0-10 years	1-17 years	>18 years	0-10 years	11-17 years	>18 years	
National	<i>E. globulus</i>		106 489			150		11 272 268
	<i>P. radiata</i>	80 019	129 864	78 388	24	162	172	25 729 535
	Total (1984-2016)							37 001 803
Biobío Region	<i>E. globulus</i>		42 856			150		4 536 462
	<i>P. radiata</i>	32 508	87 198	36 322	24	162	172	14 934 504
	Total (1984-2016)							19 470 966

MB: mass of available biofuel, L_{fuel}: amount of emissions of CO₂.

Table 4. Amount of CO₂ emitted per surface affected by forest fires (season 2015- 2016, Biobío Region).

Scenario	Accumulation of CO ₂ (t ha ⁻¹)	Release of O ₂ (t ha ⁻¹)	Affected surface (ha)	Lost O ₂		
				Emitted CO ₂ (t)	Emitted CO ₂ (t ha ⁻¹)	(t ha ⁻¹) ^(*)
E1 (<i>P. radiata</i> 7 years)	90.51	108.68	521.51	8 780	16.84	-20.16
E2 (<i>P. radiata</i> 16 years)	614.64	737.57	416.89	47 659	114.32	-137.19
E3 (<i>P. radiata</i> 23 years)	654.06	784.87	324.00	39 415	121.65	-145.98
E4 (<i>E. globulus</i> 11 years)	581.15	697.38	1 127.16	119 313	105.86	-127.08

(*) The loss of O₂ ha⁻¹ corresponds to the amount in tones of O₂ not fixed by the plantation due to burning.

In terms of losses in the future capacity to capture CO₂ between 1984 and 2016 (Table 5), the national values correspond to 200 million tones of CO₂ (calculated without considering the burning of native forest), which is equivalent to US \$ 1 270 million in allowance prices. Similarly, at the regional level, the amount of emissions corresponds to 105 million tonnes of CO₂, with a value of US \$ 667 million. Unfortunately, there are no data regarding burned native areas, although a study by Chile's University Austral in the framework of the Global Carbon Project (<http://www.uach.cl/procarbono/documentos.html>) estimates that the amount of carbon stored over the average lifetime of the *Quercus robur* (L.) and *Araucaria*

araucana ((Molina) K. Koch.) corresponds to 560 and 680 tones of CO₂ per tree, respectively.

Table 5. Loss of future sequestration capacity of CO₂ from forest plantations

	Period	<i>Eucalyptus</i> sp. (t CO ₂)	<i>Pinus radiata</i> (t CO ₂)	Total (t CO ₂)
National	1984/2016	61 886 455	138 334 424	200 220 879
Regional	1984/2016	24 905 861	80 295 117	105 200 978

Sequestration value of CO₂ from *E. globulus* = 581.15 t CO₂ ha⁻¹, *P. radiata* = 90.5 t CO₂ ha⁻¹ (7 years), 614.6 t CO₂ ha⁻¹ (16 years), 654.0 t CO₂ ha⁻¹ (23 years). (Source: Gayoso and Guerra 2005; Gayoso 2002)

4. DISCUSSION

The occurrence of forest fires is mainly concentrated in Mediterranean climate zones, from the Chilean region of Valparaíso to the Biobío region. Although the accident rate of the terrain increases their size and danger, this has also been linked to various social conflicts with indigenous communities, proposing the question of intentionality. The CONAF records indicate that most forest fires occur in the regions of Biobío and Araucanía (Fig. 3), where 58 % of forests are forest plantations (INFOR 2016). Fires in these regions are favored by the characteristics of Mediterranean climate, the high concentration of human population, access to forested areas, and the amount of dry waste material derived from intensive management. Such factors create the conditions that cause fires to generate strong economic, social, and environmental impacts (Peña-Fernández & Valenzuela-Palma 2004).

In Chile, the perception of forests as producers of firewood and wood has limited the real valuation of native forests, which joined with productivist economic policies, has helped foster the growth of the forestry sector (Lara et al. 2010a). The result has been an increasing degradation and loss of large native forest areas, replaced by fast-growing species, which has triggered negative social and environmental impacts (Lara et al. 2010b). Many projects developed to control erosion are based on exotic plantations, since native plantations are less intensive and diverse, without having a clear perception of how the change in territory use

affects ecosystem services such as the provision of biomass and CO₂ capture. The value of the forest as a fixer and carbon storage is well known, although its conceptualization as an environmental service has only appeared when awareness of the role of CO₂ emissions in climate change has pushed the signing of international agreements and the implementation of policies to reduce such emissions. (Ruiz-Pérez et al., 2007).

However, there is no record of indirect effects (impact on biodiversity, loss of water resources, erosion, and loss of soil fertility, social and economic impacts). Apart from the impact on the environment, damage affected people and their homes, demonstrated by the Quillón Fire (January 2012), where material losses were valued at more than US \$3400 million, not taking into consideration human lives and loss in the tourism sector.

After a fire, direct loss (plant mass, fauna) and indirect loss (disturbance of the hydrological cycle, loss of recreation sites) of important resources is produced. In the last 30 years, Chile has recognized damages that border 100 billion USD in direct losses (Urzúa & Caceres 2011).

Damages caused to date, whether nationally or regionally, have caused authorities and independents to invest in modern technologies to reduce natural, material, and human losses. In vivo monitoring (unmanned aircraft with GPS control and high-resolution cameras) has been implemented, which enables a real and immediate insight into the coordination of the emergency, anticipating risks and optimizing the use of resources in both extinction and ceasing of the fire (CORMA 2016).

Studies carried out by Lara et al. (2009) highlight the importance of differentiating the native forest from forest plantations in terms of provision of ecosystem services. Their results are conclusive in relation to the surface and water production (flow/precipitation), since native vegetation has the ability to store it during the rainy season and release it during the dry season, contrary to what happens with *Eucalyptus* sp. and *Pinus* sp. plantations characterized by their high evapotranspiration (Huber et al. 2008). Thus, native forest maintenance is an essential tool to delay the spread of fire in regions where the increase in

temperature and drought due to climate change would increase the risk of forest fire (Murray et al. 2013, Livingstone et al. 2016). Wildfires also constitute an important opportunity for ecological restoration, accelerating natural plant succession and the recovery of degraded systems. In Chile, ecological restoration is influenced mainly by afforestation processes (in places without forestry) and reforestation (in sites with extractive exploitation).

The total area afforested in the Biobío region during 2016 was 461.10 ha, which amounts to 19% of the total forested area in the country. Afforestation was carried out using plants of 12 species (seven exotic: *Eucalyptus camaldulensis* (DEHNH), *Eucalyptus nitens* (Maiden), *Eucalyptus globulus* (Labill.), *Eucalyptus* sp., *Pinus radiata* (D. Don), *Populus alba* (L.) y *Populus* sp. and five natives: *Acacia melanoxylon* (R.BR), *Lomatia hirsuta* (Lam), *Nothofagus alpina* ((P. et E). Oerst), *Psedotsuga menziesii* (Mirb.), *Quillaja saponaria* (Molina)), of which a 46.8 % corresponded to *P. radiata* (D. Don) and 28.4 % to *E. globulus*. Afforestation with native species only reached an area of 96.97 ha (1.6 %), the most representative species being *Quillaja saponaria* (59.31 %).

Reforestation has reached 46 236.20 ha (48.1 % of the country). The number of plants is estimated at nearly 40 million spread over 10 species (seven exotic and three native). Considering this data, it follows that in the Biobío region; restoration with exotic species is prioritized, obviating the importance of native forests as ecosystems of high environmental and landscape value, and their ability to act as a natural barrier against the spread of fire. Also, despite the low percentage achieved, surprisingly, a typical dry land species such as the *Quillaja saponaria* (Molina) would be successful and would likely compete with tree plantations for water resources. In this sense, Lara et al. (2010b) brings to attention the need for amendments to the Native Forest Law and Decree-Law 701, suggesting bonuses for management actions, conservation and recovery of forests aimed specifically at the production of ecosystem services, beyond their importance as generators of market products.

While it has been shown that forest plantations can be an important reservoir of CO₂, the results allow for questioning of the point of equilibrium when they do not reach their maximum CO₂ capture due to scheduled pruning and harvesting (*P. radiata* near 20 - 25 years and *E. globulus* near 10 - 15 years), and the effect of frequent fires. This is not so in the case of native forests, since there is a more controlled demand for species that reach greater longevity and a higher stock of CO₂ accumulate over time (Mackey et al. 2008).

Locatelli & Leonard (2001) show that cutting down a forest that stores 50 tonne C/ha (the stock falls to 10 tonne C/ha) and replacing it with plantations will result in storing 70 tonne C/ha after 30 years (Fig. 4). In terms of flow, the operation is beneficial after 20 years since there will be carbon storage. After 30 years, the operation contributes to 20 tonnes C/ha of additional storage. However, for 20 years, the accumulated carbon stock in the atmosphere (around 400 tonnes year/ha) negatively contributes to climate change. After 20 years, the stock accumulated in the atmosphere decreases to 300 tonnes year/ha after 30 years and nil after 45 years. Conversely, a productive activity that generates loss or reduction of these services cannot be subsidized, such as water regulation loss or decrease in CO₂ capture, as opposed to other approaches.

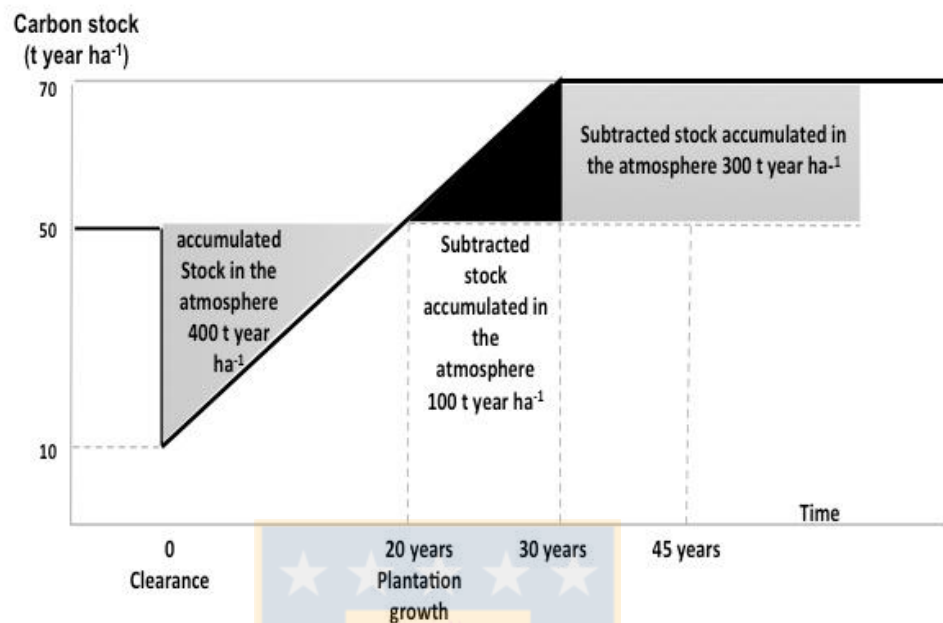


Fig. 4. Example of the temporary evolution of the accumulated stock of CO₂ in forest plantations (Modified from Locatelli & Leonard 2001).

5. CONCLUSIONS

Forest systems provide important services and economic benefits for the human being, though the pressure associated to forest fires causes that these systems are incapable to provide the amount and quantity of services expected, jeopardizing the expected economic well-being and health of the population. Fires alter the stability of the surrounding natural ecosystems, modifying both structure and composition of native species, affecting successional dynamics, disturbing ecological interactions, and triggering erosive and degrading processes. These factors are translated into a loss of functionality of difficult to recover ecosystems. Among the identified impacts respect to provision services, reduction of timber products and loss of stock of non-timber products are prioritized in this category.

Regarding regulation services, the reduction in carbon capture capacity by vegetal biomass is identified. There are other losses that have not been assessed in this study, related to cultural services and export of non-timber products, as well as the cost associated to futures flooding caused by erosion and waterproofing.

However, the most evident impacts are those that occur in forest plantations, where the incidence of fires is higher and whose effects can be easily quantified. This study attempts to show an approximation of the losses suffered by the ecosystems with market value. Particularly, results indicate that the economic losses for the Biobío Region, considering all incendiary events recorded to date reach ca US \$2 200 million. These costs are mainly related to CO₂ emissions, excluding other associated costs (e.g. extinction) where it is possible to reach figures higher than US\$3,000 million, which lead to rethinking the way in which this problem of forest fires is addressed. Therefore, it becomes necessary to create preventive, recovery/restoration strategies that prevent fire pressure from degrading the ecosystem functions. Concepts related to fire should be integrated into forestry and land management, strengthening links with surrounding communities in order for prevention purposes, providing incentives that impact the management that prioritize native vegetation over commercial vegetation, based on the functions provided by the native forest, which can be assessed in opposition to the losses of ecosystem services evaluated in this study.

In this sense, the implementation of protection strings would achieve the development of a concept we have named “edge effect”, mitigating the effects on both human and natural communities. This measure could be imposed in planning instruments, territorial planning and all management plans or novel prevention plans (Regulatory plans). The results would not only benefit the provision of ecosystem services, but biological corridors would be rehabilitated, favoring the diversity of vegetal and animal species that generate new services.

Therefore, having a first approach to the emission of CO₂ and the loss of biomass in fire-affected ecosystems opens up a possibility to assess ecosystem services of global interest, which well managed will generate benefits to the community. Thus, the approach must incorporate a territorial design of the landscape that allows compatibility of productive and environmental sustainability aspects in the short, medium and long range. In this sense, the debate on forest fires should be focused on the causes, but also how to minimize consequences, contributing from the corporate social and State responsibility towards public policies of sustainability, in favor of a social equity expressed in a better quality of life provided by ecosystem services.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the FONDAP N° 151300 project (CRHIAM). Thanks to the support of the Doctoral Dissertation Fellowship from the National Commission of Research, Science, Doctoral RED, REDOC MINEDUC Project UC012002 at the University of Concepción and Technology (CONICYT). Thank to Peter Lewes for English revision and commentaries.



REFERENCES

- BROWER, J., J. ZAR & C. VON ENDE. 1990. Field and laboratory methods for general ecology. Brown Publishers. Dubuque. 237 pp.
- CAMPOS, J.J., F. ALPIZAR, B. LOUMAN & J. PARROTA. 2005. An integrated approach to forest ecosystem services. In *Forests in the Global Balance Changing paradigms*. G. Mery, R. Alfaro, M. Kanninen & M. Lobovilob (eds). IUFRO World Series 17, pp. 243-262.
- CONAF (CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL). 2013. Informe Técnico: Plantaciones forestales efectuadas durante el año 2012. Ministerio de Agricultura, Chile. 83 pp.
- CONAF (CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL). 2014. Incendios Forestales en Chile. Ministerio de Agricultura, Chile. <http://www.conaf.cl/incendios-forestales/> (accessed on 20 June, 2014)
- CORMA (CORPORACIÓN CHILENA DE LA MADERA). 2014. Anuario Forestal 2014. pp. 21-24.
- COSTANZA, R., R. ARGE, R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R.V. O'NEILL, J. PARUELO, R.G. RASKIN, P. SUTTON & M. VAN DEN BELT. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- DAILY, G.C. 1997. *Nature's services: Societal dependence on ecosystem services*. Island Press, Washington, DC. 392 pp.
- DEBANO, L.F., D.G. NEAR & P.F. FOLLIOTT. 1998. *Fire's Effects on Ecosystems*. New York. John Wiley & Sons, Inc. 333 pp.
- ESPEJO, J. & R. RODRÍGUEZ. 2013. Antecedentes históricos en la descripción y del uso de *Sophora toromiro* (Phil.) Skottsb. (Fabaceae) en su hábitat natural: 1770-1948. *Gayana Botánica*. 70 (2), 384-390.
- FIGUEROA, R., N. BONADA, M. GUEVARA, P. PEDREROS, F. CORREA-ARANEDA, M.E. DÍAZ & V.H. RUIZ. 2013. Freshwater biodiversity and conservation in mediterranean climate streams of Chile. *Hydrobiologia* 719, 269-289.

- FLANNIGAN, M.D., B. J. STOCKS & M.G. WEBER. 2003. Fire regimes and climatic change in Canadian forests. In *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro and T. Swetnam (eds). Ecological Studies, 160: 97-119.
- GAYOSO, J. 2002. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile. *Revista Forestal Iberoamericana* 1(1), 1-13.
- GAYOSO, J. & J. GUERRA. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. *Bosque* 26 (2), 33-38.
- GUARIGUATA, M.R. 2009. El manejo forestal en el contexto de la adaptación al cambio climático. *Revista de Estudios Sociales* 32, 98-113.
- HOBBS, R.J. & J.A. HARRIS. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*. 9, 239-246.
- HUBER, A., A. IROUMÉ & J. BATHURST. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrology*. 22, 142-148.
- INFOR (INSTITUTO FORESTAL). 2013. *Anuario Forestal. Boletín estadístico N°140*. Santiago, Chile, 83 pp.
- JOHNSTON, F.H., S.B. HENDERSON, Y. CHEN, J.T. RANDERSON, M. MARLIER, R.S. DEFRIES, P. KINNEY, D.M. BOWMAN & M. BRAUER. 2012. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environmental Health Perspectives*. 120, 695-701.
- JULIO, G. 2014. Tendencias del problema de los incendios forestales en Chile. *Revista Mundo Forestal* 26, 11-17.
- LANDSBERG, J. & R. WARING. 2014. *Forests in our changing world: new principles for conservation and management*. Island Press.
- LARA, A., C. LITTLE, R. URRUTIA, J. MCPHEE, C. ÁLVAREZ-GARRETÓN, C. OYARZÚN, D. SOTO, P. DONOSO, L. NAHUELHUAL, M. PINO & I. ARISMENDI. 2009. Assessment of Ecosystem Services as an Opportunity for the Conservation and Management of Native Forest in Chile. *Forest Ecology. Manage.* 258, 415-424.

- LARA, A., R. REYES & R. URRUTIA. 2010a. Bosques Nativos. In Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile 2008. Santiago, Chile. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile, pp. 126-171.
- LARA, A., R. URRUTIA, C. LITTLE & A. MARTÍNEZ. 2010b. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. Revista Bosque Nativo 47, 3-9.
- LITTLE, C., A. LARA, J. MCPHEE & R. URRUTIA. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*. 30, 162-170.
- LIVINGSTON, A.C. & J.M. VARNER. 2016. Fuel moisture differences in a mixed native and non-native grassland: implications for fire regimes. *Fire Ecology* 12(1): 73–87.
- LOCATELLI, B. & S. LEONARD. 2001. Un método para medir el carbono almacenado en los bosques de Malleco (Chile). *Boix et Forêts Des Tropiques* 267, 69-81.
- MACKEY, B., H. KEITH, S. BERRY & D. LINDENMAYER. 2008. Green carbon: the role of natural forests in carbon storage. Part 1, A green carbon account of Australia's South- Eastern Eucalypt Forest and Policy Implications. Published by ANU E. Press. The Australian National University, 43 pp.
- MATAIX-SOLERA, J., C. GUERRERO, X. ÚBEDA, L. OUTEIRO, P. TORRES, A. CERDÀ, M.B. BODÍ, V. ARCENEGUI, R. ZORNOZA, I. GÓMEZ & J. MATAIX-BENEYTO. 2007. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM, 196 pp.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C., 24 pp.
- MILLS, T.J. & P.J FLOWERS. 1985. Estimating fire-induced net valué change in resource outputs. International Fire Council 1983 Fire Management Workshop. Information Report Nor-X-271, Northern Forest Research Centre Canadian Forestry Service. p. 5-11

- MURRAY, B.R., L.K. HARDSTAFF & M.L. PHILLIPS. 2013. Differences in leaf flammability, leaf traits and flammability-trait relationships between native and exotic plant species of dry sclerophyll forest. *PLoS ONE* 8(11): e79205. doi:10.1371/journal.pone.0079205
- MYERS, M. 1997. Interpretive research in information systems. In *Information Systems: An Emerging Discipline?* J. Mingers and F. Stowell (eds.). McGraw-Hill, London, pp. 239-266.
- MYERS, N., R. MITTERMEIER, C. MITTERMEIER, G. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nahuelhual, L., P. Donoso, A. Lara, D. Núñez, C. Oyarzún and E. Neira. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9, 481-499.
- NUÑEZ, L., J. PROUPÍN & A. RODRÍGUEZ. 2004. Energy valuation of forest residues originated from shrub species in Galicia. *Bioresource Technology*. 91, 215-221.
- ODEPA. 2010. Estudio: Estimación del carbono capturado en las plantaciones de Pino radiata y Eucaliptos relacionadas con el DL-701 de 1974. http://www.odepa.gob.cl/odepaweb/serviciosinformacion/publica/Estudio_estimacion_del_carbono_capturado_en_plantaciones.pdf (accessed on 30 October, 2014)
- PAUSAS JG. 2012. Incendios forestales. Editorial Catarata-CSIC. Madrid. 128 p.
- PEÑA-FERNÁNDEZ, E. & L. VALENZUELA-PALMA. 2004. Incremento de los Incendios Forestales en Bosques Naturales y Plantaciones Forestales en Chile. In *Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una Visión Global*. General Technical Report PSW-GTR-2008, pp. 595-612.
- SPIES, T.A., E. WHITE, J. D. KLINE, J. BAILEY, J. BOLTE, E. PLATT & R. HAMMER. 2014. Examining fire-prone forest landscapes as coupled human and natural systems. *Ecology and Society* 19(2), 9.

- TORREJÓN, F., G. BIZAMA, A. ARANEDA, M. AGUAYO, S. BERTRAND & R. URRUTIA. 2013. Descifrando la historia ambiental de los archipiélagos de Aysén, Chile: El influjo colonial y la explotación económica-mercantil republicana (SIGLOS XVI-XIX). *Magallania* (Chile) 41(1), 29-52.
- URZÚA, N. & F. CÁCERES. 2011. Incendios forestales: principales consecuencias económicas y ambientales en Chile. *Revista Interamericana de Ambiente y Turismo* 7(1), 18-24.
- VALERO, E., J. PICOS AND M. HERRERA. 2007. Calculo de las emisiones de CO2 por los incendios de 2006 en la provincia de Pontevedra (Galicia). *4th International Wildland Fire Conference*, Sevilla, 6 pp.
- VIDAL, F., L. USECHE, AND S. HERNÁNDEZ. 2013. Biodiversidad y el cambio antrópico del clima: ejes temáticos que orientan la generación de conocimiento para la gestión frente al fenómeno. *Ambiente y Desarrollo* 17(32), 79-96.



APPENDIX

Methods for data collection

A literature review was carried out, following the search procedure established by Pullin & Stewart (2006). We used keywords (indicated bellow) in two languages (Spanish and English) and Internet searches were carried out in Science, Google Scholar and Google databases.

The keywords used in the search of the effects of forest fires on ecosystems were:

"fire" OR "fire effects" OR "fire ecosystem forest" OR "forest management"

AND

"effects* soil" OR "effects water" OR "effects air"

In addition, authors were contacted by e-mail when the publication was not available on the Internet.

The content of the publications was revised in order to assess their convergence with our subject. This opinion allowed conducting a deeper research on the lists of references and thus, we could look into finding new titles that were prone to converge with our subject.

REFERENCES

- Álvarez JG, Balboa MA, Merino A, Rodríguez R (2005) Estimación de la biomasa arbórea de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* en Galicia. Recursos Rurais 1, 21-30.
- Brockerhoff E, Jactel H, Parrotta JA et al (2008) Biodiversity and planted forests oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation 17, 925–951
- Brockerhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Ferraz SFB (2013) Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. Forest Ecology and Management 301 43–50.
- Brown AE, Podger GM, Davidson AJ et al (2007) Predicting the impact of plantation forestry on water users at local and regional scales: an example forest the Murrumbidgee River basin Australia. Forest Ecology Management 251, 82–93.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R et al (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260
- Contreras DP, Carranza CC (2007) Estimación del servicio ambiental de captura del CO₂ en la flora de los humedales de Puerto Viejo. Revista del Instituto de Investigaciones. Vol 10, N°20, 49-59.
- Farrell, E.P., Fuhrer, E., Ryan, D., Andersson, F., Huttli, R., Piussi, P., 2000. European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. Forest Ecology and Management 132, 5–20.

- Gadgil PD, Bain J (1999) Vulnerability of planted forests to biotic and abiotic disturbances. *New For* 17, 227–238.
- González-Cabán, A., 2007. Wildlandfire management policy and fire management economic efficiency in the USDA forest service. *Wildfire 2007—4th International Wildland Fire Conference*, Seville, Spain.
- Gresswell RE (1999) Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 128, 193–221.
- Hurteaua MD, Bradford JB, Fulé PZ, Taylor AH, Martin KL (2013) Climate change, fire management, and ecological services in the southwestern US. *Forest Ecology and Management* (In Press).
- Mavsar R, Japelj A, Kovač M (2013) Trade-offs between fire prevention and provision of ecosystem services in Slovenia. *Forest Policy and Economics* 29, 62–69.
- Mavsar, R., Weiss, G., Ramčilović, S., Palahí, M., Rametsteiner, E., Tykkä, S., van Apeldoorn, R., Vreke, J., van Wijk, M., Prokofieva, I., Rekola, M., Kuuluvainen, J., 2008. Study on the Development and Marketing of Non-Market Forest Products and Services. EC DG AGRI, Brussels, p. 137.
- McKenzie D, Gedalof Z, Peterson DL, Mote P (2004) Climatic change, wildfire and conservation. *Conservation Biology* 18, 890–902.

Merino A, Rey C, Brañas J, Rodríguez-Soalleiro R (2003) Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D Don en Galicia. *Investigación Agraria: Sistemas y recursos Forestales* 2, 85-98.

Nadler C, Meza A, Torres R, Jara A (2001) Medición del carbono almacenado en los bosques de la reserva nacional Malleco, IX Región, Chile. *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*, Valdivia, Chile, 14 pp.

North M, Hurteau M, Fiegner R, Barbour M (2005) Influence of fire and El Nino on tree recruitment varies by species in Sierran mixed conifer. *Forest Science* 51, 187–197.

Pullin AS, Stewart GB (2006) Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 20, 1647-56.

Rocca ME, Brown PM, MacDonald LH, Carrico CM (2014) Climate change impacts on fire regimes and key ecosystem services in Rocky Mountain forests. *Forest Ecology and Management* (In press).

Stephenson NL (1990) Climatic control of vegetation distribution: the role of the water balance. *American Naturalist* 135, 649–670.

Thompson ID, Okabe K, Parrotta JA, Brockerhoff E, Jactel H, Forrester DI, Taki H (2014) Biodiversity and ecosystem services: lessons from nature to improve

management of planted forests for REDD-plus. *Biodiversity and Conservation* 23, 2613–2635.

Wu T, Kim YS, Hurteau MD (2011) Investing in natural capital: using economic incentives to overcome barriers to forest restoration. *Research Ecological* 19, 441–445.



CAPÍTULO V. DISCUSIÓN GENERAL



En este sentido, el marco conceptual desarrollado por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005) en función del concepto de “servicios ecosistémicos” ha sido muy útil para poder comprender, y visualizar cómo interactúan las sociedades y los ecosistemas, tratando de abordar estas relaciones desde una perspectiva interdisciplinar. Y para este trabajo, los vínculos entre los ecosistemas acuáticos, su biodiversidad y el ser humano. Particularmente, relevando la importancia de las cuencas hidrográficas como unidad de estudio, bajo la premisa que el capital natural que constituye el recurso hídrico, ofrece numerosos beneficios a la sociedad (Mount & Bielak, 2011, Hernández & Gerald, 2015). El nivel de organización ecológico de las cuencas es muy importante para comprender y analizar los servicios fundamentales que preservan la vida y de los cuales dependen la sociedad.

La evaluación del estado y las tendencias de los beneficios provistos por los SE, así como la información sobre los conflictos ambientales asociados a las formas de uso de las cuencas hidrográficas, permite informar a los usuarios y a los tomadores de decisiones, donde enfocar los procesos de gestión, de modo de visibilizar la importancia de la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad para el bienestar humano.

El lugar de los servicios ecosistémicos en la cuenca del Biobío

La identificación y evaluación de un número considerable de servicios ecosistémicos (capítulo II), los cuales son condicionados por los diversos usos y/o actividades que se desarrollan en la cuenca del Biobío, otorgan al recurso hídrico el carácter de elemento discordante, sobre todo en términos de aprovisionamiento, privilegiando el uso de agua para fines agrícolas-forestales e hidroeléctricos en desmedro del desarrollo social y funcional (Díaz et al. 2017). Las fuerzas motrices que afectan la capacidad de la cuenca hidrográfica para proveer y regular de una forma adecuada y sostenible los bienes y servicios son de naturaleza económica y política. Por tanto, el contexto biofísico de la cuenca es complementado por el contexto humano, originando así un sistema integrado (socio-ecosistema), en el

cual los diversos actores toman decisiones que ejercen un impacto en las dimensiones físicas de la cuenca (Quijas & Balvanera, 2013). Estas decisiones han convertido territorios multifuncionales en sistemas homogéneos que suponen beneficios a corto plazo, pero ocasionan pérdidas de bienestar humano a largo plazo; donde la principal consecuencia es la transformación de los ecosistemas para obtener bienes que se ajustan muchas veces a necesidades creadas (Lambin & Meyfroidt, 2010) y de carácter económico-extractivo e intensivo. Siendo las sociedades las que “pagan un alto precio por la pérdida de algún servicio”, por ejemplo, en términos de instalaciones de plantas de tratamiento de agua, pérdida del suelo, pérdida de paisajes estéticos; que contribuyen a la disminución de calidad de vida (Summers et al., 2012). Es así como la generación y el flujo de los beneficios de los ecosistemas hacia la sociedad dependerá en gran medida del adecuado funcionamiento de los ecosistemas; donde la biodiversidad, interactúa con el componente no-vivo de los ecosistemas, para contribuir al funcionamiento de las cuencas como ecosistema natural.

En este escenario, el “*bienestar humano*” es un concepto complejo y controvertido. En el capítulo III, se analizan las diversas presiones que afectan de manera multidireccional a los componentes del socio-ecosistema, alterando el flujo de funciones. La utilización de marcos conceptuales adecuados para explicar las ventajas y desventajas de las interacciones resulta clave. En este estudio la utilización del marco DPSIR ha permitido evidenciar como se ha ido desajustando el socio-ecosistema de la cuenca del Biobío; producto no tan solo de las presiones de los impulsores directos; sino también de los impulsores indirectos que emergen de las sociedades (e.g. demográfico, económico, cultural y de gobernanza), que influyen en las decisiones y en el manejo de los ecosistemas, teniendo consecuencias intencionadas y no intencionadas, sobre todo en la biodiversidad, que es un agente de importancia clave para el desarrollo sustentable y para la protección de los ecosistemas (e.g. Bennett et al. 2015; Jax & Heink 2015).

Sin embargo, independientemente de la oferta de SE, el bienestar humano en la cuenca del Biobío ha sido desproporcional, debido a las diversas presiones que

existen en la cuenca (Capítulo II), lo cual se ve reflejado en el aumento del bienestar material, asociado al incremento de los servicios de provisión, fomenta algunos servicios ecosistémicos en detrimento de otros, revelando sinergias y compromisos (capítulo IVa). En este sentido, las interacciones de los SE tienen una evidente utilidad en la gestión de los recursos y en la toma de decisiones (Rodríguez et al., 2006), debiendo ser analizadas bajo la visión de la provisión, demanda y uso (Van Oudenhoven et al., 2012). En la cuenca del Biobío estas relaciones se expresan entre los tres tipos de servicios (abastecimiento, provisión y culturales), lo cual revela el desequilibrio a través de resultados no deseados, como la disminución de los servicios de regulación y la pérdida de la biodiversidad. Al respecto, el deterioro de SE debido a incendios forestales (Capítulo IVb), destaca la importancia de diferenciar el bosque nativo de las plantaciones forestales en términos de provisión de SE (Lara et al., 2009). El mantenimiento de los bosques nativos resulta una herramienta fundamental para retardar el avance del fuego, mientras que la ocurrencia de incendios constituye una importante oportunidad de restauración ecológica, acelerando las sucesiones vegetales naturales y la recuperación de sistemas degradados. En este sentido, el debate sobre los incendios forestales debe enfocar las causas, pero también cómo minimizar las consecuencias, y desde una visión que considere otros aspectos ambientales relevantes como la falta de agua para la población y otras actividades productivas, la incertidumbre del cambio climático y la sustentabilidad de la empresa forestal. Se requiere de políticas públicas potentes en término de gestión del territorio, pero también desde la responsabilidad social de la empresa privada con visión de futuro.

¿Cómo pueden aplicarse las lecciones aprendidas de este tipo de estudios en la gestión ambiental?

A la fecha, una de las opciones más utilizadas y controversiales ha sido la implementación del pago por servicios ambientales (PSA, Smith et al. 2006), el cual bajo un esquema de voluntariedad regulada o normada, de disposición a pagar (DAP), busca convertirse en la “estrategia” para la preservación del

equilibrio ecológico. El objetivo de un PSA es crear un mercado para la provisión garantizada de un SE (FAO, 2004; Wunder 2008). Sin embargo, aún constituye un tema poco explorado y con algunos cuestionamientos producto de las experiencias realizadas, donde se ha subvalorado el servicio en cuestión (Jones-Walters and Mulder, 2009, Martín-López et al., 2012). En Chile, la práctica más cercana a un PSA lo constituye el DL 701/1974 que estableció para los propietarios de bosques naturales y artificiales una exención del pago del impuesto territorial, fomentando, por una parte, la forestación al otorgar un incentivo económico (o “bonificación”) a privados por parte del Estado, y por otra, beneficiando actividades de reforestación y recuperación de suelos en zonas degradadas cercanas a las cuencas hidrográficas (Francke et al., 2008). Redundando en efectos contraproducentes, tanto sociales como ambientales (Mc Fall, 2001; Gentes, 2003), cuando la mayor tendencia fueron las plantaciones forestales de explotación comercial en desmedro de la conservación del bosque nativo en algunas áreas y otros efectos ambientales ya discutidos.

En la gestión del agua, el mercado es el único instrumento de gestión que se utiliza en Chile, bajo el supuesto que ello promovería la inversión privada y llevaría a la eficiencia en el uso del agua. Sin embargo, no constituyó la solución a los conflictos, sino más bien a incrementar conflictos sociales e imposibilitar mecanismo de gestión participativa. Actualmente y bajo el escenario en cuestión en Chile, sería bastante complejo implementar un PSA, ya que aún con las modificaciones del Código de Aguas por la Ley 20.017/2005, resulta indispensable formar un consenso político amplio sobre la necesidad de: i) corregir las falencias de mercados de derechos de aprovechamiento de agua; ii) otorgar mayores facultades a la administración pública encargada de la regulación, intermediación, control y sanción; iii) asumir la necesidad de una protección pública más explícita de las aguas y cauces; iv) reconocer y fortalecer el estatus de la organización social del agua. Los modelos de mercados ambientales “especulativos”, no identifican las perspectivas de valor cultural que perciben los diferentes actores interesados en los recursos hídricos en una cuenca, lo que se considera un paso

importante como muestran los casos de otros países (e.g. México, Costa Rica) (Ortíz, E. 2004; Saldívar et al., 2010)

Los modelos de mercados no logran recoger las diversas perspectivas sobre las cuales se deben abordar estas temáticas de gestión con visión de sustentabilidad por lo cual la identificación, evaluación y valoración de los SE de los recursos hídricos despierta gran interés y a la vez genera controversia al identificar las pérdidas de los SE de regulación y culturales. En este sentido, la ciencia de la Sostenibilidad (Kates et al., 2001) que enmarca esta tesis, busca entender las dinámicas que subyacen a los sistemas socio-ecológicos.

De esta manera se intenta fomentar la evaluación de los servicios ecosistémicos desde las múltiples perspectivas, permitiendo comprender el valor (no necesariamente económico) de los servicios proporcionados por el recurso hídrico. En este contexto resulta de interés desarrollar metodologías apropiadas, en un país que vive casi exclusivamente de los recursos naturales, favoreciendo el acercamiento entre las ciencias básicas y aplicadas, y la colaboración entre los diversos sectores y los tomadores de decisiones. El debate sobre los SE del recurso hídrico se ha destacado en los últimos seis años, reflejando la continua necesidad de introducir nuevos conceptos para poder contribuir en la toma de decisiones (Hackbart et al., 2017), integrando y comprendiendo las relaciones existentes entre los procesos ecosistémicos (Almeida-Leñero et al. 2007).

A pesar de que el enfoque de los SE ha ganado un espacio en la investigación y en la arena de la toma de decisiones, aún es posible identificar dos restricciones que han limitado su aplicabilidad. La primera está relacionada con el marco metodológico de evaluación, sobre el cual no existe un consenso que les permita a los políticos tomar decisiones bajo los mismos criterios en diferentes espacios y escalas (Armsworth et al. 2007, Seppelt et al. 2011). La segunda se refiere al énfasis del debate sobre estos mismos aspectos, lo cual ha descuidado el vínculo entre la evaluación y gestión de los mismos (Cowling et al. 2008). Las mayores limitaciones en este sentido están relacionadas con la carencia de información a escalas relevantes para los tomadores de decisiones, el bajo conocimiento

práctico de las decisiones institucionales, su estructura de implementación y la falta de modelos que coordinen los incentivos económicos con los objetivos de conservación (Seppelt et al. 2011). El reconocimiento de estas restricciones del enfoque de los servicios ecosistémicos como una herramienta efectiva para la gestión de los ecosistemas, ha impulsado el desarrollo de propuestas metodológicas con énfasis en el vínculo entre la cuantificación (o evaluación) de los servicios ecosistémicos con una fuerte base científica y la toma de decisiones (Cowling et al. 2008, Daily et al. 2009, de Groot et al. 2010).



CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES



1. De los 21 SE propuesto por MEA se han evaluado 16 SE en la cuenca del Biobío, utilizando 116 indicadores. De éstos, el 64,2% se encuentran bajo algún grado de deterioro, dónde el 100% de los servicios de abastecimiento tiene tendencia a la degradación, el 50% de los servicios de regulación se mantienen estables y el 57% de los servicios culturales tienden al aumento. Siendo, el cambio de uso del suelo y la sobreexplotación de materias primas, los principales impulsores de cambio que más han incidido en la transformación de los ecosistemas acuáticos en la cuenca del Biobío y en su capacidad para proveer servicios a la sociedad.
2. Los cambios identificados en los ecosistemas acuáticos de la cuenca, evidencian una importante pérdida de biodiversidad, un deterioro de los servicios de regulación y de los bienes no materiales del componente bienestar humano. Detectando un aumento de los servicios culturales y de las presiones directas e indirectas, así como de las respuestas institucionales.
3. Las correlaciones entre los distintos componentes del DPSIR, aunque no explican su causalidad, permiten detectar la complejidad de las relaciones entre el ecosistema fluvial y el sistema social de la cuenca del Biobío.
4. El análisis de las interacciones entre los SE prestados por el río Biobío y su biodiversidad, muestra que el análisis factorial es una buena herramienta para focalizar de manera general las interacciones entre los servicios, mientras que las correlaciones y bagplots reflejan con mayor detalle dichas interacciones.

En este sentido, las sinergias están dadas mayoritariamente entre servicios de regulación y culturales; mientras que los servicios asociados a las actividades humanas (servicios de abastecimiento) generan la mayor cantidad de compromisos (trade-off) en la cuenca del Biobío. La presión asociada a los incendios forestales ha provocado pérdidas de algunas

funciones ecosistémicas siendo incapaces de suministrar la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos al mismo nivel. Los efectos en los servicios de regulación, repercuten en la capacidad de captar carbono directamente por la biomasa vegetal afectada y la pérdida de la calidad del suelo.

5. Los costos de captura CO₂ y pérdida de biomasa alcanzan cifras sorprendentes, y conducen a replantearse la manera en la cual se está abordando la problemática de los incendios forestales. En este sentido se hace necesario la creación e implementación de estrategias preventivas (planes de recuperación y/o restauración) que eviten la degradación de los ecosistemas forestales naturales, otorgando incentivos económicos para su conservación y priorizando la vegetación nativa sobre la comercial.
6. La gestión de los ecosistemas acuáticos no es posible y menos sostenible en el largo plazo, sin un manejo racional y socialmente equitativo de los sistemas naturales que proveen bienes y servicios esenciales para el bienestar humano. El primer paso en la elaboración de los planes que han de guiar la gestión del agua en una cuenca, es la realización de un reconocimiento de la situación de partida e integrar distintas herramientas y metodologías de análisis. Por lo cual, es necesario el desarrollo de este nuevo marco conceptual (servicios ecosistémicos) donde la contabilidad de los beneficios que la sociedad percibe, utilice una concepción más integral de bienestar y calidad de vida.
7. Finalmente, los resultados de esta investigación ponen claramente de manifiesto que los servicios de abastecimiento asociados principalmente con actividades humanas, está disminuyendo y/o deteriorando los servicios de regulación y los culturales; por lo que se acepta la hipótesis de investigación.

CAPÍTULO VII. REFERENCIAS



- Acuña, G. 2010. El acceso a la información y participación pública en la toma de decisiones ambientales en América Latina: avances y desafíos hacia una mejor aplicación del Principio 10 de la Declaración de Río1. *De Capacitación en Derecho y Políticas Ambientales*, 115.
- Aldunce, P., De La Maza, C.L. 2006. Disposición a pagar por los beneficios de las áreas silvestres protegidas en Chile: un enfoque meta-analítico. *Gestión Ambiental* 12: 25-40.
- Alessa L., Kliskey A., Brown, G. 2008. Socioecological hotspot mapping: A spatial approach for identifying coupled social-ecological space. *Landscape and urban Planning* 85:27-39.
- Alfonso, A., Zorondo-Rodríguez, F., Simonetti, J.A. 2016. Perceived changes in environmental degradation and loss of ecosystem services, and their implications in human well-being. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* pp. 1-14.
- Almeida-Leñero, L., Jujnovsky, J., Ramos, A., Espinosa, M., Nava, M Y Ordoñez, M.J. 2007. Manejo integral del ecosistema en la cuenca del río Magdalena, D.F. México. Aproximación para la evaluación de servicios ecosistémicos. En *Gaceta Ecológica* Julio- Diciembre, número especial 84-85. Instituto Nacional de Ecología. RELACYT – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Distrito Federal, México. Pp. 53-64.
- Anderies J.M., Janssen M.A., Ostrom E. 2004. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. *Ecology and Society*, 9: 18.
- Armstrong, P.R., Chan, K.M., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Kremen, C., Ricketts, T.H. & Sanjayan, M.A. 2007. Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation biology*, 21, 1383–1384.
- Ayala, Cabrera Y Asociados Ltda. 2007. Estimaciones de demanda de agua y proyecciones futuras. Zona II. Regiones V a XII y Región Metropolitana. Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Chile, 109 p.

- Bachmann-Vargas, P. 2013. Ecosystem services modeling as a tool for ecosystem assessment and support for decision making process in Aysén region, Chile (Northern Patagonia). Master Thesis. Faculty of Agriculture and Nutritional Sciences, Christian-Albrechts-Universität, Kiel – Germany.
- Balvanera, P.; Pfisterer, A.B.; Buchmann, N.; He, J.; Nakashizuka, T.; Raffaelli, D.; Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146–1156.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferis P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Truper K., Turner R.K. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297: 950-953.
- Barbier E.B. 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 49: 178-229.
- Barrena, J., Nahuelhual, L., Báez, A., Schiappacasse, I., Cerda, C. 2014. Valuing cultural ecosystem services: Agricultural heritage in Chiloé island, southern Chile. *Ecosystem Services* 7, pp. 66-75.
- Beck, U. 1992. *Risk society. Towards a new modernity*, Sage, Londres.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1–11.
- Bennett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B.N., Geijzendorffer, I.R., Krug, C.B., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mooney, H.A., Nel, J.L., Pascual, U., Payet, K., Pérez Harguindeguy, N., Peterson, G.D., Prieur-Richard, E.H., Reyers, B., Roebeling, P., Seppelt, R., Solan, M., Tschakert, P., Tschardtke, T., Turner II, B.L., Verburg, P.H., Viglizzo, E.F., White, P.C.L., Woodward, G. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for Sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:76–85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>

- Bennett, E.M. 2017. Research Frontiers in Ecosystem Service Science. *Ecosystems*, 20: 31–37. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-016-0049-0>
- Blanco H., Wautiez, F., Llaverio, A., Y Riveros, C. 2001. Indicadores regionales de desarrollo sustentable en Chile: ¿Hasta qué punto son útiles y necesarios? En: Revista EURE, Vol. XXVII, N° 81, pp. 85-95, Santiago, Chile.
- Bonet-García, F.J., Pérez-Luque, A.J., Moreno-Llorca, R.A., Pérez-Pérez, R., Puerta Piñero, C., Zamora, R. 2015. *Protected areas as elicitors of human well-being in a developed region: a new synthetic (socioeconomic) approach*. *Biological Conservation* 187:221-229.
- Boyd J. & Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63: 616-626.
- Boyd J. 2007. Nonmarket benefits of nature: what should be counted in green GDP *Ecological Economics*, 61: 716-723.
- Brander, L.M. & N. D. Crossman. 2017. Economic quantification. Burkhard B, Maes J (Eds.) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Cabrera, J & Y. Rubilar. 2008. Pago por Servicios Ambientales: El caso de la Belleza Escénica de *Araucaria araucana* Moñ Koch. Revista Ciencia e Investigación Forestal. Volumen 14, N° 3. Instituto Forestal Santiago.
- Cardinale, B. J.; Matulich, K.L.; Hooper, D.U.; Byrnes, J.E.; Duffy, E.; Gamfeldt, L.; Balvanera, P.; Et Al. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98(3):572-592.
- Carrasco, M., Vásquez-Lavín, F., Valenzuela, S., Pérez, F. 2014. Estimación conjunta de la disposición a pagar y de la tasa de descuento intertemporal para la protección de la biodiversidad en la Reserva Marina de Choros-Damas. *Cuadernos de Economía* 33(63): 589-611.
- Cárcamo, P.F., Garay-Flühmann, R., Squeo, F.A., Gaymer, C.F. 2014. Using stakeholders' perspective of ecosystem services and biodiversity features to

- plan a marine protected area. *Environmental Science and Policy*
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2014.03.003>.
- Carpenter, S., Eg. Booth., S. Gillon., C. Kucharik., S. Loheide., A. Mase., M. Motew., J. Qiu., A. Rissman., J. Seifert., E. Soylu., M. Turner. & C. Wardropper. 2015. Plausible futures of a Research Frontiers in Ecosystem Service Science 35 social-ecological system: Yahara watershed, Wisconsin. USA. *Ecology and Society* 20(2):10.
- CEPAL 2001. Indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas. Division de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos. 116p.
- Cerda, C. 2013. Valuing biodiversity attributes and water supply using choice experiments: a case study of La Campana Peñuelas Biosphere Reserve, Chile. *Environmental Monitoring Assessment* 185: 253-266.
- Chan, K.M.A., T. Satterfield & J. Goldstein. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74: 8-18.
- CMMAD, Comisión Mundial del Ambiente y del desarrollo. 1988. Nuestro futuro común. Madrid. Alianza
- Common, M., Perrings, C. 1992. Towards an ecological economics of sustainability, *Ecological economics*, núm. 6, pp. 7-34.
- Cordero, D., Moreno, A., Kosmus, M. 2008. Manual para el desarrollo de mecanismos de pago/compensación por servicios ambientales. Programa GESOREN, GTZ-Ecuador. 112p.
- Costanza, R. 1997. La economía ecológica de la sostenibilidad. Invertir en capital natural. En: *Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Más allá del Informe Brundtland*. Madrid: Ed. Trotta.
- Costanza R. 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141: 350-352.

- Costanza, R. & S. Farber. 2002. Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. *Ecological Economics* 41:367-373.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van Der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Change* 26, 152–158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Cowling, R., Egoh, B., Knight, A.T., et al. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *P. Natl Acad Sci* 105: 9483–88.
- Cristeche, E. & Penna, J. 2008. Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Argentina. 55 pp.
- Chee Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120: 549-565.
- Daily G.C. 1997. *Nature's services: Societal dependence on ecosystem services*. Island Press, Washington, DC.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, H.A., Mooney, L., Pejchar*, T.H., Ricketts, J., Salzman, R., Shallenberger 2009. Ecosystem services in decision-making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 21-28
- Dale, Vh. & Beyeler, Sc. 2001. Desafíos en el desarrollo y en el Uso de Indicadores Ecológicos. *Indicadores Ecológicos*, pp 3-10.
- Daly, H. E. 1993. "Por unos principios operativos del desarrollo sostenible", en *Alfoz*, núm. 96, pp. 27-30.
- Daly, H. E., & D. Gayo. 1995. "Significado, conceptualización y procedimientos operativos del desarrollo sostenible: posibilidades de aplicación a la agricultura", en Cadenas, A. (ed.): *Agricultura y desarrollo sostenible*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

- De Araujo Barbosa, C.C., Atkinson, P.M., Dearing, J.A. 2015. Remote sensing of ecosystem services: a systematic review. *Ecol. Indic.* 52, 430–443. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.ecolind.2015.01.007](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.007).
- De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.
- De Groot R., Stuij M., Finlayson M., Davidson N. 2006. Valuing wetlands: Guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Ramsar Technical Report/CBD Technical Series 3/27. Gland, Secretariat of the Convention on Wetlands.
- De Groot, R. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations.
- De Juan, S., Gelcich, S., Fernandez, M. 2017. Integrating stakeholder perceptions and preferences on ecosystem services in the management of coastal areas. *Ocean and Coastal Management* 136, pp. 38-48.
- De La Barrena, F., Bachmann-Vargas P. & A. Tironi. 2015. La investigación de servicios ecosistémicos en Chile: una revisión sistemática. *Investig.Geogr.Chile*, 50:3-18.
- De La Barrena, F., Rubio, P. & E. Banzhaf. 2016. The value of vegetation cover for ecosystem services in the suburban context. *Urban Forestry and Urban Greening Volumen 16*, 110-122.
- DECLARACIÓN DEL CONSEJO DE LA EM. 2005. Estamos Gastando más de lo que Poseemos: Capital Natural y Bienestar Humano.
- Delgado, V. 2014. Servicios Ecosistémicos y ambientales en la legislación chilena. *Actas de las VII Jornadas de Derecho Ambiental* (pp.533-559). Santiago: Centro de Derechos Ambientales, Universidad de Chile.
- Delgado, L.E. & V.H. Marín. 2015. Ecosystem services: Where on earth? *Ecosystem Services*, 14: 24-26

- Delgado, L.E & V.H. Marín. 2016. Well-being and the use of ecosystem services by rural households of the Río Cruces watershed, southern Chile. *Ecosystem Services* 21, pp. 81-91.
- Delgado, V. 2016. Breves reflexiones sobre el daño ambiental en Chile al afectarse “servicios ecosistémicos”, con especial referencia a la legitimación activa de tales demandas, en *Desarrollo Sustentable. Miradas Interdisciplinarias de experiencias en Chile y Brasil*. Editores Barra R., y Rojas J., VRIM, 2016, pp. 51-64 (con comité editorial internacional).
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Ram, Jay A., Arico, S., Báldi, A. et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2015, 14:1–16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.
- Donoso, G. 2007. Recursos Naturales ¿valor económico o intrínseco? *A y F Agronomía Forestal UC*, Número 32: 26-29.
- Donoso, P.J., Frêne, C., Flores, M., (...), Oyarzún, C.E., Zavaleta, J.C. 2014. Balancing water supply and old-growth forest conservation in the lowlands of south-central Chile through adaptive co-management. *Landscape Ecology* 29(2), pp. 245-260.
- Dunford, R., Harrison, P. & K. Bagstad. 2017. Computer modelling for ecosystem service assessment. Burkhard B, Maes J (Eds.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. 1981. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.
- FAO/ Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Manejo de Cuencas Hidrográficas, REDLACH (2004): Foro electrónico sobre sistemas de pago por servicios ambientales en cuencas hidrográficas. Informe final, Santiago de Chile, agosto. <http://www.rlc.fao.org/foro/psa/pdf/infofinpsa.pdf>
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M.A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecol. Econ.* 41, 375–392.

- Figuerola, E., Pasten, R. 2008. Forest and water: the value of native temperate forests in supplying water for human consumption: a comment. *Ecological Economics* 67(2): 153-156.
- Figuerola, E. 2010. Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile. Proyecto GEF-MMA-PNUD Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile. Disponible en: <http://www.proyectogefareasprotegidas.cl/wp-content/uploads/2011/09/valoracion%20economica.ok.24-05-2011.pdf>.
- Franke, S., Yoma, R., Carnieletto, C., Rivera, H., Nakagawa, M. 2008. Informe técnico de la contribución de CONAF a la estrategia nacional de cuencas, editado por CONAF. Santiago de Chile. 72 pags.
- García-Llorente, M. Martín-López, B. Díaz, S. Montes, C. 2011. Can ecosystem properties be fully translated into service values? an economic valuation of aquatic plant services. *Ecological Applications*. Volumen 21, Número 8, páginas 3083 - 3103.
- Gentes, I. 2003. Derecho de propiedad ambiental y contribuciones al mejoramiento de los conflictos sobre recursos naturales en Chile, en: *Problemas de Desarrollo, Revista Latinoamericana de Desarrollo*, No. 132, Año 2003, Universidad Autónoma de México (UNAM), p.135-69. http://www.ejournal.unam.mx/problemas_des/pde132/PDE13206.pdf
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209–1218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Guerry, Ad., S. Polasky., J. Lubchenko., R. Chaplin-Kramer., Gc. Daily., R. Griffin., M. Ruckelshaus., Ij. Bateman., A. Duraiappah., T. Elmqvist., Mw. Feldman., C. Folke., J. Hoekstra., Pm. Kareiva., Bl. Keeler., S. Li., E. Mckenzie., Z. Ouyang., B. Reyers., Th. Ricketts., J. Rockstrom., H. Tallia., & B. Vira. 2015. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise

- to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 7348–7355.
- Grabowski, J.H. Brumbaugh, R.D. Conrad, R.F. Keeler, A.G. Opaluch, J.J. Peterson, C.H. Piehler, M.F. Powers, S.P. Smyth, A.R. 2012. Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *BioScience* Volume 62, Issue 10, Pages 900-909.
- Hackbart, V., De Lima, G. & R. Dos Santos. 2017. Theory and practice of water Ecosystem services valuation: Where are we going? *Ecosystem Services* 23: 218-227.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. 2010. Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Department Of Economic And Social Affairs Statistics Division United Nations. Paper prepared by Centre for Environmental Management, University of Nottingham, United Kingdom. 23 pp. Report to the European Environment Agency, Background document.
- Hardi, P & L. Pinter. 1995. Models and Methods of Measuring Sustainable Development Performance: Revised draft discussion paper prepared for the Sustainable Development Coordination Unit, Executive Council, Government of Manitoba, International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Manitoba, Canadá.
- Herbert, T & Tepper, D. 2012. Lecciones aprendidas para REDD+ desde los programas de pago por servicios ambientales e incentivos para la conservación. Un financiamiento sostenible para PSA/REDD+. FONAFIFO, CONAFOR y Ministerio de Medio Ambiente del Ecuador. 176p.
- Hernández, J., Gérald, A. 2015. Antropoceno y Hábitat: Un survey para la discusión ante la capitalización de la naturaleza. *Memorias Congreso Internacional de Investigación Científica Multidisciplinaria*. Instituto Tecnológico de Monterrey.
- Higgins, S.I. Turpie, J.K. Costanza, R. Cowling, R.M. Le Maitre, D.C. Marais, C. Midgley, G.F. 1997. An ecological economic simulation model of

- mountain fynbos ecosystems dynamics, valuation and management. *Ecological Economics* Volume 22, Issue 2, Pages 155-169.
- Hillebrand, H.; Matthiessen, B. 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters* 12 (12):1405-1419.
- Holling C.S., Meffe G.K. 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, 10: 328–337.
- Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel Slawton J.H.; Lodge, D.M. et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35.
- Jara, C., M.A. Santos, M.J. Esquivel, J. Ugalde, C. Alarcón, R. García & D. Rodríguez. 2014. Manual del sistema de certificación ambiental municipal. Departamento de Gestión Ambiental Local, División de Educación Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente, Chile.
- Jax, K., Heink, U. 2015. Searching for the place of biodiversity in the ecosystem services discourse. *Biological Conservation* 191, 198–205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.032>
- Jenkins Wa, Murray Bc, Kramer R, Faulkner S. 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics* 69: 1051–1061.
- Jones-Walters, L., Mulder, I. 2009. Valuing nature: The economics of biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, 17, 245-247. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2009.06.001>.
- Jopke, C., Juergen, K., Joachim, Maes, Thomas Koellner. 2014. Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators* 49, 46–52.
- Kates, R.W. et al. 2001. Sustainability science. *Science*, Washington, v. 292, n. 5517, p. 641-642.

- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B. 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 109, 18619–18624. [://dx.doi.org/10.1073/pnas.1215991109](https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109).
- Lalika, M.C., Meirea, P., Ngaga, Y.M. 2015. Exploring watershed conservation and water governance along Pangani River Basin, Tanzania. *Land Use Policy* 48: 351–361. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.010>
- La Notte, A., D'Amato, D., Mákinen, H., Paracchini, M.L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D. & Neville D. Crossman. 2017. Ecosystem services classification: A system ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicator*. Vol 74 392.402.
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 108 (2011), pp. 3465–3472
- Landuyt, D., Broekx, Steven. & P. L.M. Goethals. 2016. Bayesian belief networks to analyse trade-offs among ecosystem services at the regional scale. *Ecological Indicators* 71 (2016) 327–335.
- Lara, A., C. Little, R. Urrutia, J. Mcphee, C. Álvarez-Garretón, C. Oyarzún, D. Soto, P. Donoso, L. Nahuelhual, M. Pino & I. Arismendi. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258: 415-424.
- Lara, A.; Urrutia, R.; Little, C. & Martínez, A. 2010. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47: 3 – 9.
- Laterra, P.; Jobbágy, E. & Paruelo J. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Buenos Aires. 740 pp.

- Lee, H. & S. Lautenbach. 2016. A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators* 66 (2016) 340–351.
- Little, C. & Lara, A. 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque*, 31(3): 175- 178.
- Little, C., Cuevas, J.G., Lara, A., Pino, M., Schoenholtz, S. 2015. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. *Ecohydrology* 8(7), pp. 1205-1217.
- Liu, J.G., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513-1516.
- Liu, J., Ha. Mooney., V. Hull., Sj. Davis., J. Gaskell., T. Hertel., J. Lubchenco., Kc. Seto., P. Gleick., C. Kremen. & S. Li. 2015. Systems integration for global sustainability. *Science* 347: 964.
- Lomas, P.L., Martin-López, B., Louit Lobos, C. & Alvarez S. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. ResearchGate. <https://www.researchgate.net/publication/268285963>.
- Mc Fall, S. 2001. Territorio mapuche y expansión forestal. Temuco, Instituto de Estudios Indígenas- Universidad de la Frontera.
- Maes J., Egoh B., Willemen L., Lique C. Vihervaara, P., Schägner J.P., Grizzetti B., Drakou E.G., Notte A.L., Zulian G., . Bouraoui F, Paracchini M. Luisa, Braat L. & G. Bidoglio. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union Ecosyst. Serv., 1 pp. 31–39.
- Marín, A., Gelcich, S. & J.C. Castilla. 2014. Ecosystem Services and Abrupt Transformations in a Coastal Wetland Social-Ecological System: Tubul-Raqui after the 2010 Earthquake in Chile. *Ecology and Society* 19 (1):2.
- Martín-López B., Gómez-Baggethun E., González J.A., Lomas P. L., & C. Montes. 2009. The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-

- thinking concepts and research needs. En: Aronoff J.B. (Ed.). *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*. Nova Science Publishers, New York.
- Martín-López, B., Montes, C. 2011. Biodiversidad y servicios de los ecosistemas. En: Biodiversidad en España: base de la sostenibilidad ante el cambio global. Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE), España, pp 444-465.
- Martín-López B, Iniesta-Arandia I, García-Llorente M, Palomo I, Casado-Arzuaga I, García Del Amo D, Gómez-Baggethun E, Oteros-Rozas E, et al. 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. PLoS One;7:e3897. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., Montes, C. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37, 220– 228 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.003>
- Menegoz, C., Cerda, C., Saavedra, B. 2013. Conocimiento, uso y valoración de la flora vascular de Tierra del Fuego: el ejemplo de Karukinka. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 41(1):7-21.
- Meral, P. 2012. “Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes”. *Natures Sciences Sociétés* (20), pp. 3-15.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2003. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment. Island Press, Washington, D.C.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- Montes, C. 2007. Del Desarrollo Sostenible a los servicios de los ecosistemas. *Ecosistemas*, 16: 3.
- Montes, C. & P. Lomas. 2010. La Evaluación de los Ecosistemas del milenio en España. Ciencia y Política para el beneficio de la sociedad y la naturaleza. *Ambienta* 91. Pp 56-75.

- Mount, D.C., Bielak, A.T. 2011. Deep words, shallow words: An initial analysis of water discourse in four decades of UN declarations. UNU-INWEH, Hamilton, Ontario, Canada.
- Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S., & Landers, D. H. 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, 77, 27-35.
- Nahuelhual, L., P. Donoso, A. Lara, D. Núñez, C. Oyarzún & E. Neira. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability*, 9: 481-499.
- Nahuelhual, L., Núñez, D. 2010. Beneficios económicos de la recreación en áreas protegidas públicas del sur de Chile. *Estudios y Perspectivas en Turismo* 19: 703-721.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Lozada, P., Jaramillo, A., Aguayo, M. 2013. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography* 40, pp. 71-82.
- Nahuelhual L. Carmona, A., Laterra, P., Barrena, J. & M. Aguayo. 2014a. A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators*, 40: 90-101.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Laterra, P., Barrena, J., Aguayo, M. 2014b. A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators* 40, pp. 90-101.
- Nahuelhual, L., Benra Ochoa, F., Rojas, F., Ignacio Díaz, G., Carmona, A. 2016. Mapping social values of ecosystem services: What is behind the map? *Ecology and Society* 21(3), 24.
- Nahuelhual, L., Vergara, X., Kusch, A., Campos, G., Droguett, D. 2017. Mapping ecosystem services for marine spatial planning: Recreation opportunities in Sub-Antarctic Chile. *Marine Policy* 81, pp. 211-218.

- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, et al. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4-11.
- Niemeijer D. & De Groot R. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological indicators*, 8: 14-25.
- Odum Howard T. & Eugene P. Odum. 2000. The Energetic Basis for Valuation of Ecosystem Services *Ecosystems* (2000) 3: 21–23.
- Odum Howard T. 1996. Environmental accounting. University of Florida. 370 pp.
- ONU. 1996. Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies, Nueva York.
- Outeiro, L., Villasante, S. 2013. Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents. *AMBIO* 42(8): 1022-1036.
- Ortíz, E. 2004. Efectividad del Programa de Pago de Servicios Ambientales por protección del Bosque (PSA-Protección) como instrumento para mejorar la calidad de vida de los propietarios de bosque en zonas rurales. Protección. Kurú: Revista Forestal (Costa Rica) 1(2), 2004
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419-422
- Oyarzún, C., L. Nahuelhual & D. Núñez. 2005. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 20(3)-21(1): 88-95.
- Palacio-Prieto, J. L. 2004. Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. Instituto Nacional de Ecología.
- Parra, O. 2009. Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas. Centro de Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción.
- Parra, O., C. Valdovinos, E. Habit Y R. Figueroa. 2004. Programa de monitoreo de la calidad del agua del sistema río Biobío: 1994-2004. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile. 31p.

- Parra, O., R. Figueroa, C. Valdovinos, E. Habit & M.E. Díaz. 2013. Programa de Monitoreo de la calidad del Agua del sistema Rio Biobío 1994 – 2012: Aplicación del Anteproyecto de Norma Secundaria de la Calidad Ambiental (NSCA) del río Biobío. Editorial Universidad de Concepción, Chile.
- Pearce D., Turner K.R. 1990. Economics of natural resources and the environment. John Hopkins University Press, Baltimore, EE.UU.
- Pfister, G. & O. Renn. 1996. “Ein Indikatorensystem zur messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Wuerttemberg”, Arbeitsbericht 64, Akademie fuer Technikfolgenabschaetzung in Baden-Wuerttemberg, Stuttgart, Alemania.
- Pinto, R., De Jonge, V.N., Neto, J.M., Domingos, T., Marques, J.C., Patrício, J. 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. Ocean Coast. Manag. 72, 64–79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.06.016>
- Ponce R. D., Vásquez F., Stehr A., Debels P., & C. Orihuela. 2011. Estimating the Economic Value of Landscape Losses Due to Flooding by Hydropower Plants in the Chilean Patagonia. Water Resour Manage DOI 10.1007/s11269-011-9820-3.
- Postel, S. & Richter B. 2010. Ríos para toda la vida. La gestión del agua para las personas y la naturaleza. 277 p.
- Proyecto TWINBAS (Twinning European and Third Countries River Basin for Development of Integrated Water Resources Management Methods D1.2). 2005. Stakeholder report. Biobío River Basin. Project co-funded by the European Commission within the Sixth Framework Programme (2002-2006), 19p.
- Qiu, J. & M. G. Turner. 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. PNAS | vol. 110 | no. 29 | 12149–12154.
- Quijas, S., Balvanera, P. 2013. Biodiversity and ecosystem services. En: Encyclopedia of Biodiversity. (Ed. Levin S). Academic Press. pp. 5504. ISBN: 9780123847195.

- Quiroga, R. 2001. Indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas. Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile. ISBN: 92-1- 321911-3.
- Quiroga Martínez, R. 2007. Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe. CEPAL.
- Quiroga Martínez, R. 2009. Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe. Cepal.
- Rau, J. & D.G. Wooten, D.G. 1980. Environmental Impact Analysis Handbook. McGraw Hill, New York.
- Reynaud, A., Lanzasova, D. 2017. A Global Meta-Analysis of the Value of Ecosystem Services Provided by Lakes. Ecological Economics Vol. 137. 184-194.
- RIDES 2005. Bienestar humano y manejo sustentable en San Pedro de Atacama, Chile. Resumen Ejecutivo. Santiago, Chile: RIDES.
- Rodríguez, J.P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A.P., Peterson, G.D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. Ecology and Society, 11: 28.
- Ruhl, J.B., Chapin Iii, F.S., 2012. Ecosystem services, ecosystem resilience, and resilience of ecosystem management policy. In: Craig, R. Allen, Garmestani, Ahjond S. (Eds.), Resilience and Law. Columbia University Press, 2013. (Vanderbilt Public Law Research Paper No. 12-41).
- Saldívar, A., González, J., Isidro, A., Orbe, R., Fuerte, M. 2010. Propuesta para instrumentar un mecanismo de Pago por servicios ambientales hidrológicos en la cuenca del Río Lerma-Chapala. México. Inform Final. (Eds) Oliveira. M. USAID/MEXICO COMPETITIVENESS PROGRAM. CONTRACT: 24456 / 24510 / 24511 / 25355.
- Santos-Martín, F., Kelemen, E., García-Llorente, M., Jacobs, S., Oteros-Rozas, E., Barton, D.N., Palomo, I., Hevia V. & B. Martín-López. 2017. Socio-cultural

- valuation approaches. Burkhard, B., Maes, J. (Eds.) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Schröter, M., Van Der Zanden, E.H., Van Oudenhoven, A.P.E., Remme, R.P., Sernachavez, H.M., De Groot, R.S., Opdam, P., 2014. ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments: ecosystem services as a contested concept. *Conserv. Lett.* 7, 514–523. <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12091>.
- SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA, Comisión Holandesa para Evaluación Ambiental. 2006. Cuaderno Técnico CDB No. 26 la diversidad biológica en las evaluaciones de impacto. Documento de antecedentes de la Decisión VII/28 del Convenio sobre la Diversidad Biológica: Directrices voluntarias sobre evaluaciones de impacto, incluida la diversidad biológica, Montreal, Canadá, 90 pp.
- Seifert-Dähnn, I., Barkved, L.J., Interwies, E., 2015. Implementation of the ecosystem service concept in water management – challenges and ways forward. *Sustain. Water Qual. Ecol.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.01.007>.
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V. Lautenbach, S., Schmidt, S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.*, 48 (3) (2011), pp. 630-636
- Serageldin, I. 1993. "Cómo lograr un desarrollo sostenible", Finanzas y desarrollo, vol. 30, núm. 4, pp. 6-10, diciembre.
- Silvertown, J. 2015. Have ecosystem services been oversold? *Trends in ecology & evolution*, 30(11), 641-648.
- Smith, Mark, Dolf de Groot y Ger Bergkam. 2006. Pay: Establishing Payments for Watershed Services. UICN, Suiza.
- Study of Critical Environmental Problems (SCEP). 1970. "Man's Impact on the Global Environment". MIT Press. Cambridge. P 319.

- Summers, J. K., Smith, L.M., Case, J.L., Linthurst, R.A., 2012. A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. *AMBIO* 41, 327-340.
- Turner, M.G., Odum, E.P., Costanza, R., Springer, T.M. 1988. Market and nonmarket values of the Georgia landscape. *Environmental Management* Volume 12, Issue 2, Pages 209-217.
- Turnhout, E., Hisschemöller, M., & Eijsackers, H. 2007. Ecological indicators: between the two fires of science and policy. *Ecological indicators*, 7(2), 215-228.
- Vandewalle M., Sykes M.T., Harrison P.A., Luck G.W., Berry P., Bugter R., Dawson T.P., Feld C.K., Harrington R., Haslett J.R., Hering D., Jones K.B., Jongman R., Lavorel S., Martins Da Silva P., Moora M., Paterson J., Rounsevell M.D.A., Sandin L., Settele J., Sousa J.P., Zobel M. 2008. Concepts of dynamic ecosystems and their services. Deliverable D2.1.
- Vásquez, F., J.C. Castilla, S. Gelcich, M.A. Quiroga, P. Carrasco, X. Paz & J. Riquelme, 2010. Evaluación económica de los activos ambientales presentes en la red de reservas marinas decretadas en el país bajo la Ley General de Pesca y Acuicultura, Informe Final. Proyecto FIP N°2008-56. Universidad de Concepción. Disponible en: http://cpps.dyndns.info/cpps-docsweb/planaccion/biblioteca/pordinario/104.Valoracion_economica_reservas_marinas_Chile.pdf
- Vásquez, J.A., Zuñiga, S., Tala, F., (...), Rodríguez, D.C., Vega, J.M.A. 2014. Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of Applied Phycology* 26(2), pp. 1081-1088.
- Venail, P.; Gross, K.; Oakley, T.H.; Narwani, A, Allan Flombaum, P.; Isbell, F.; Joshi, J.; Et Al. 2015. Data from: Species richness, but not phylogenetic diversity, influences community biomass production and temporal stability in a re-examination of 16 grassland biodiversity studies. *Functional Ecology* 29(5):615-626.

- Vihervaara, P., Mononen, L., Santos, F., Adamescu, M., Cazacu, C., Luque, S., Geneletti, D. & J. Maes. 2017. Biophysical quantification. Burkhard B, Maes J (Eds.) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Vilches, A., Gil, D. 2003. Construyamos un futuro sostenible. Diálogos de supervivencia. Madrid: Cambridge University Press. Capítulo 6.
- Wallace K.J. 2007. Classifications of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, 139: 235-246.
- Wiggering, H. & F. Müller. 2004. Umweltziele und Indikatoren. Berlin, Heidelberg, New York, 648 pp.
- Wunder, S. 2008. Payments for environmental services and the poor: Concepts and preliminary evidence. *Environment and Development Economics*, 13(3), 279-297. <http://dx.doi.org/10.1017/S1355770X08004282>
- World Commission on Environment and Development (WCED). 1987. General Assembly Resolution 42/187, 11. Retrieved: 2007-11-14.
- Zhang, B., Shi, Y.T., Liu, J.H., Xu, J., Xie, G.D. 2017. Economic values and dominant providers of key ecosystem services of wetlands in Beijing, China. *Ecological Indicators* 77, pp. 48-58