



DE CHILE

PATRIMONIO
Y DESAFIOS

TERCERA EDICIÓN - TOMO II

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE 2018

Edición

Alejandra Figueroa
Jaime Rovira
Sofía Flores
Charif Tala
Reinaldo Avilés
Juan Luis Orellana
Javiera Ferreyra
Paula Díaz
Rubí Cohen

Diseño

Andrea Hidalgo
Fernando Barra
Virtual Publicidad

Fotografía

Jorge Herreros (Fotógrafo Principal - FotoNaturaleza Chile)
José Cañas Aravena (FotoNaturaleza Chile)
Yerko Vuscovich Toledo (FotoNaturaleza Chile)
Flavio Camus Cáceres (FotoNaturaleza Chile)
Marco Subiabre Uribe (FotoNaturaleza Chile)
Autores de artículos aportaron fotos propias.

Un agradecimiento a quienes aportaron gratuitamente sus fotografías a esta publicación. En especial a los miembros de FotoNaturaleza Chile.



Ministerio del Medio Ambiente 2018, conteniendo artículos del 2015 al 2017.
Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos.
Tercera Edición. Tomo I 412 páginas. Tomo II 264 páginas.

Edición, impresión y derechos:
Tercera edición en español
Inscripción en Registro de Propiedad Intelectual N° 290.541.

Derechos reservados. Prohibida la reproducción parcial o total de este libro por cualquier medio impreso, electrónico y/o digital, sin la debida autorización escrita Del Ministerio del Medio Ambiente.

Citar este tomo del libro del modo siguiente: Ministerio del Medio Ambiente. 2018.
Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos. Tercera Edición. Tomo II 264 páginas.
Santiago de Chile.

Autorizada su circulación, por Resolución N° 13 del 02 de febrero del 2018 de la Dirección Nacional de Fronteras y Límites del Estado.
La edición y circulación de mapas, cartas geográficas u otros impresos y documentos que se refieran o relacionen con los límites y fronteras de Chile, no comprometen, en modo alguno, al Estado de Chile, de acuerdo con el Art. 2°, letra g) del DFL. N° 83 de 1979 del Ministerio de Relaciones Exteriores.

**BIO
DIVERSIDAD
DE CHILE**

PATRIMONIO
Y DESAFIOS

TERCERA EDICIÓN - TOMO II







PRESENTACIÓN

Chile posee una geografía diversa y compleja, condiciones geológicas y climáticas, que han dibujado paisajes y ambientes naturales por siglos, extremos, áridos o lluviosos, testigos silenciosos de la historia de nuestro planeta. Condiciones actuales fueron y siguen estando mediadas por algunas especies y ecosistemas, como organismos extremófilos que habitan en lagunas altoandinas y cuya data, según los científicos, es de más de 3 mil millones de años o como el caso de las turberas de la Patagonia chilena, que almacenan grandes reservorios de metano y carbono, nuestro seguro de vida. Se expresa así una biodiversidad con alto endemismo, una variedad y abundancia de recursos naturales, pero también diversidad de culturas. Con esto a la vista no es de extrañarnos que un 65% de los turistas de larga distancia consideran que la naturaleza es la motivación más influyente para visitar Chile.

El país alberga alrededor de 31.000 especies, entre plantas, animales, algas, hongos y bacterias, que se presentan en una gran diversidad de ecosistemas marinos, costeros, insulares y terrestres y están heterogéneamente distribuidos a lo largo del territorio nacional. Es así que en la zona centro y sur del país existe una concentración inusual de especies endémicas, por lo que esta zona fue catalogada como uno de los 35 puntos calientes o "hotspots" mundiales de biodiversidad (Myers et. al. 2002, Arroyo et. al. 2004, Mittermeir y otros 2004). El bosque nativo de Chile representa aproximadamente el 18% de la superficie de Chile continental, a su vez, ríos y humedales se expresan tímidamente hacia el norte, concentrándose vegas, bofedales y lagunas altoandinas, condición que cambia hacia la zona sur del territorio, donde no sólo los humedales aumentan en número sino también los ríos, estuarios y lagos. Por otra parte, el 72% de la costa de Chile está influenciada por la corriente de Humboldt, que se destaca por su alta biodiversidad y productividad, lo propio ocurre en torno a islas oceánicas, con una red de montes submarinos que han hecho posible el desarrollo de actividades productivas y entregado alimento.

Así, la biodiversidad contribuye al desarrollo económico de nuestro país, que se basa en la extracción y exportación de recursos naturales. A modo de ejemplo, el valor económico del bosque nativo alcanzaría una cifra de US \$16.000 millones/año, considerando sólo su aporte por servicios de producción de agua y fijación de CO₂, entre otros. Se abren campos para la ciencia y la investigación de punta, en un contexto de cambio climático, de gran proyección para Chile y el mundo, mercados basados en la ciencia, la extensión de los beneficios y el resguardo de nuestro patrimonio genético, pero la contribución de la ciencia para profundizar este conocimiento es aún lento y disperso.

En los siguientes capítulos de este Tomo II del Libro de Biodiversidad de Chile damos a conocer estas singularidades y bellezas, el patrimonio natural de Chile que queremos preservar para el mañana.

Alejandra Figueroa Fernández

Jefe División de Recursos Naturales y Biodiversidad
Ministerio del Medio Ambiente

CONTENIDO

6 PRESENTACIÓN

10	CAPITULO 5: DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS
12	5.1 ECOSISTEMAS TERRESTRES
13	5.1.1 ECOSISTEMAS TERRESTRES DE CHILE
28	5.1.2 BIODIVERSIDAD DEL DESIERTO DE ATACAMA Y ESTEPA ALTIPLÁNICA
40	5.1.3 EL HOTSPOT CHILENO, PRIORIDAD MUNDIAL PARA LA CONSERVACIÓN
44	5.2 ECOSISTEMAS MARINOS
45	5.2.1 ECOSISTEMAS MARINOS
58	5.2.2 AVANCES EN EL CONOCIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS DE LAS ISLAS OCEÁNICAS CHILENAS Y DESAFÍOS DE CONSERVACIÓN
62	5.3 ECOSISTEMAS DE AGUAS CONTINENTALES
63	5.3.1 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS
76	5.3.2 HUMEDALES DE CHILE; DIVERSIDAD, ENDEMISMO Y DESAFÍOS PARA SU CONSERVACIÓN
87	5.3.3 ECOSISTEMAS MICROBIANOS EXTREMÓFILOSEN EL ALTIPLANO
92	5.3.4 ECOSISTEMAS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS
100	5.4 ECOSISTEMAS URBANOS
110	5.5 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

122 CAPITULO 6: EL HOMBRE Y LA BIODIVERSIDAD

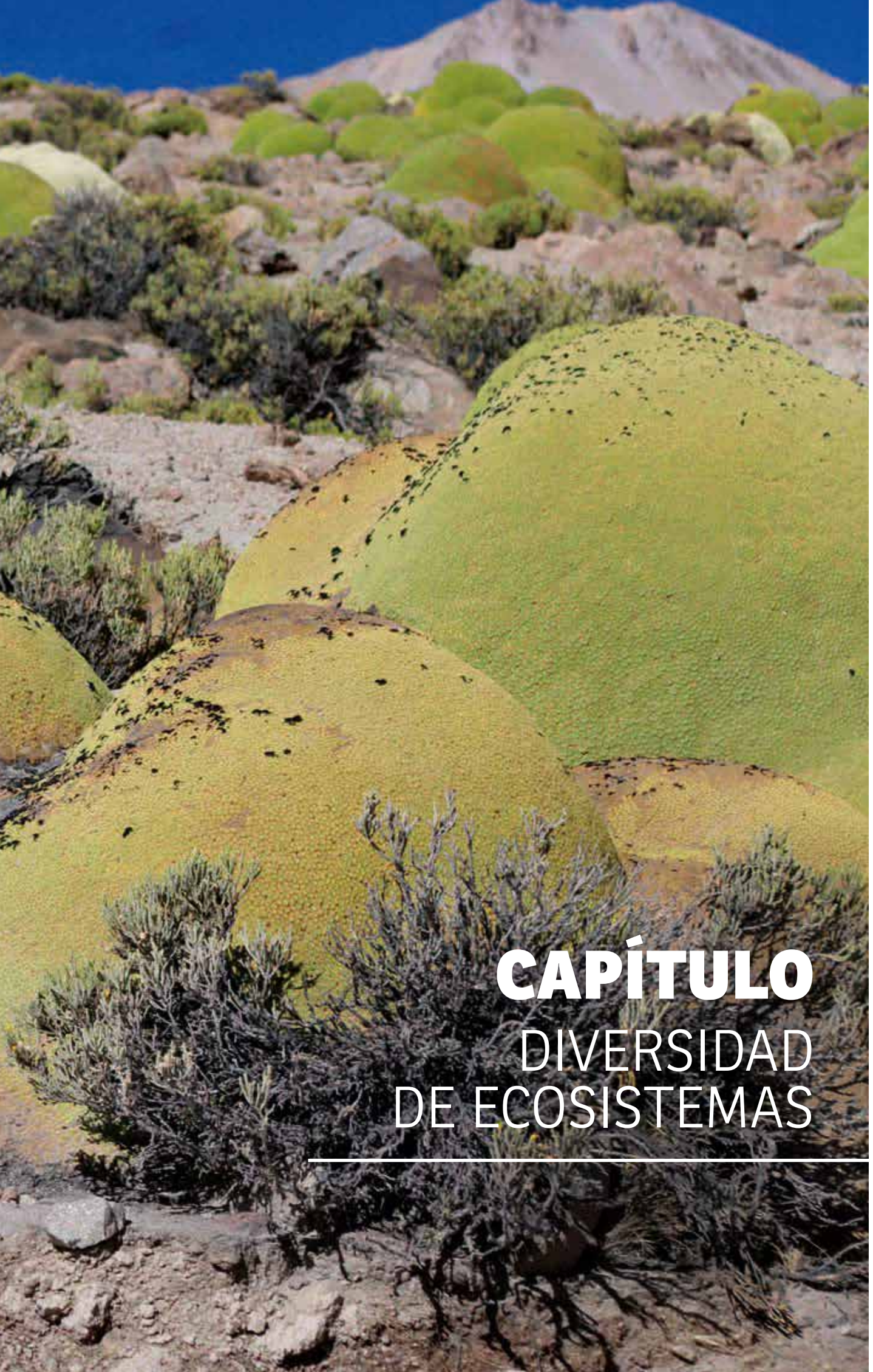
124	6.1 ACTIVIDADES PRODUCTIVAS Y BIODIVERSIDAD
125	6.1.1 EL MUNDO PRIVADO DE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
135	6.1.2 EFECTOS DE LAS PESQUERÍAS INDUSTRIALES DE PALANGRE SOBRE LAS AVES MARINAS Y EL CAMINO A SU MITIGACIÓN EN CHILE
142	6.1.3 EL ROL DE LAS AMERB COMO INSTRUMENTOS AUXILIARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD MARINA EN CHILE
146	6.2 TRADICIONES CULTURALES Y BIODIVERSIDAD
193	6.3 CULTURA AMBIENTAL
196	6.4 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

212 CAPITULO 7: GESTION PARA LA CONSERVACION DE LA BIODIVERSIDAD

213	7.1 AVANCES EN LA GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN CHILE
216	7.2 RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS
224	7.3 CONSERVACIÓN EX SITU

237 BIBLIOGRAFÍA





CAPÍTULO
DIVERSIDAD
DE ECOSISTEMAS

5



◀◀ La llareta (*Azorella compacta*) es una especie típica del altiplano. Las agrupaciones de estas son denominadas Llaretal y se encuentran en el ecosistema matorral bajo tropical. Nevado de Putre, Tarapacá. Foto: Jorge Herreros.

◀ Ecosistema de matorral bajo tropical andino dominado por un queñoal de la cuenca del Salar de Surire. La queñoa (*Polylepis tarapacana*) es el único árbol que crece en el altiplano de los andes centrales. Altiplano de Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

5.1 ECOSISTEMAS TERRESTRES

5.1.1 ECOSISTEMAS TERRESTRES DE CHILE

Por Patricio Plissock y Federico Luebert

LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES

Ecosistema es un tipo particular de sistema formado por complejos de organismos y su ambiente físico (Tansley 1935). En su concepción actual, ecosistema puede ser definido como “complejo conductor de energía compuesto por comunidades biológicas y su ambiente físico, que tiene una capacidad limitada de autorregulación” (Leuschner 2013).

Los ecosistemas son abiertos, es decir, la energía ingresa a ellos desde una fuente externa y es expulsada a través de mecanismos de disipación. La energía es conducida a través de sus componentes (comunidades biológicas y ambiente físico) mientras que la capacidad de autorregulación se refiere al control del ecosistema sobre la energía que ingresa. Lo anterior implica que los límites de un ecosistema son impuestos arbitrariamente por un observador y que todos los ecosistemas pueden ser subdivididos en subsistemas y, a la vez, ser considerados como parte de un sistema mayor.

La fuente externa más importante de ingreso de energía a los ecosistemas es el sol; parte de la radiación solar que

llega a la superficie terrestre es captada por organismos fotosintetizadores que transforman la energía solar en energía química, permitiendo, de ese modo, su ingreso al ecosistema. Las comunidades biológicas de los ecosistemas estructuran redes tróficas a través de las que fluye la energía. El proceso de traspaso de energía de un nivel trófico a otro tiene una eficiencia limitada, lo que significa que sólo una parte de la energía disponible en un nivel trófico es capturada por el nivel siguiente, una parte se disipa hacia fuera en forma de calor y otra es reciclada dentro del mismo sistema, lo que a su vez depende de su capacidad de autorregulación.

La clasificación de ecosistemas es una tarea compleja que requiere del conocimiento de los diferentes componentes a través de los que fluye la energía. La vegetación, definida como la forma en que los componentes vegetales del ecosistema ocupan el espacio, puede ser usada como un buen sustituto del ecosistema completo porque los componentes vegetales (i) permiten la entrada de energía a los ecosistemas, (ii) concentran la mayor proporción de biomasa y productividad de los ecosistemas, (iii) reflejan la influencia del complejo ambiental y (iv) definen la estructura espacial de los ecosistemas (Leuschner 2013).

Los patrones de distribución espacial de los ecosistemas constituyen el paisaje (Turner et al. 2001). El paisaje es modelado



Ecosistema Matorral bajo tropical mediterráneo andino. Altiplano de la Región de Atacama. Foto: Jorge Herreros.

por perturbaciones, procesos bióticos y factores ambientales que operan a diferentes escalas espaciales y temporales (Turner et al. 2001). A escala regional, la variación espacial del clima es uno de los principales factores que determinan la variación espacial de la vegetación zonal (Woodward 1987, Walter 2002).

PATRONES ESPACIALES DE DISTRIBUCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES ZONALES DE CHILE CON RELACIÓN AL CLIMA

La distribución espacial de los ecosistemas terrestres zonales de Chile está regionalmente modelada por los factores del clima. El detalle documental, cartográfico y bibliográfico sobre la siguiente reseña se encuentra en Luebert y Pliscoff (2017).

En la zona norte de Chile las precipitaciones en los Andes tienen un origen tropical y se concentran en verano. Su monto decrece hacia el oeste y hacia el sur hasta alcanzar valores mínimos en una diagonal de dirección noroeste-sudeste que marca la transición hacia un régimen de lluvias de invierno. La zona andina, que es la más húmeda, presenta una vegetación de matorrales bajos y pajonales cuya composición y estructura varía altitudinalmente de acuerdo con la disminución de la temperatura. A medida que las precipitaciones se hacen más escasas y esporádicas hacia el oeste y hacia el sur, la vegetación se vuelve más abierta llegando a estar totalmente ausente en lo que se conoce como desierto absoluto, que

se extiende por la costa y el interior desde el extremo norte hasta la latitud de 25°S donde alcanza su máxima expresión y penetra a mayores altitudes. Las áreas pre-andinas muestran una vegetación muy abierta de matorrales bajos desérticos, la pampa se muestra interrumpida por formaciones halomórficas de bosques espinosos y matorrales y algunas zonas costeras muestran una vegetación de matorrales desérticos altamente condicionados por la incidencia de neblina.

Los matorrales desérticos se extienden por la costa y el interior hasta la latitud de 31°S, no obstante, la biomasa vegetal se ve incrementada de norte a sur por el aumento de las precipitaciones. Las áreas andinas siguen un patrón de zonación altitudinal por efecto del descenso de las temperaturas, presentándose formaciones de matorrales bajos y, en las zonas de mayor elevación, herbazales de altitud muy abiertos. Este último patrón se mantiene en toda el área andina del centro y sur de Chile, pero con cambios en la composición florística.

El aumento de las precipitaciones y la disminución de la temperatura hacia el sur, provoca fuertes cambios en la vegetación. Mientras que la temperatura disminuye casi linealmente con la latitud, el máximo de precipitaciones en Chile se produce a la latitud del paralelo 47, a partir del cual comienza nuevamente a descender.

La existencia de macizos montañosos, Cordillera de la Costa y de Los Andes, no sólo producen variaciones altitudinales de



Ecosistema de matorral bajo tropical mediterráneo andino. Vista a la cuenca de la Laguna Santa Rosa, Salar de Maricunga, altiplano de Atacama. Foto: Jorge Herreros.

la temperatura, sino que también crean un patrón de precipitaciones, donde la mayor pluviosidad ocurre en las vertientes occidentales (barlovento) y la menor (sombra de lluvias) en las vertientes orientales (sotavento). Esto produce un desplazamiento hacia el sur de las formaciones vegetales por el interior más seco (sotavento de la Cordillera de la Costa) respecto a su posición a barlovento de ambas cordilleras, más húmedo. Al mismo tiempo, la Cordillera de la Costa tiene un efecto positivo sobre la continentalidad (reflejado en la amplitud térmica) a sotavento.

Esta combinación de elementos permite explicar la existencia de formaciones vegetales xeromórficas de matorrales espinosos en la Depresión Intermedia y matorrales esclerófilos en las zonas costeras de Chile central. También explica la presencia de bosques caducifolios a barlovento de los macizos cordilleranos de La Campana-El Roble-Chicauma (33°S) y Cantillana-Loncha (34°S) en una matriz regional donde dominan bosques esclerófilos, que a su vez, también están presentes en las laderas bajas de los Andes a esa misma latitud.

Los bosques espinosos se extienden por la Depresión Intermedia hasta cerca de los 36°S, siendo reemplazados hacia el sur por bosques esclerófilos y luego por bosques caducifolios, que a su vez se distribuyen por la Depresión Intermedia hasta cerca de los 40°S. A partir de esta última latitud la Cordillera de la Costa tiende a desaparecer y el patrón de distribución se modifica.

Los bosques esclerófilos andinos y costeros comienzan a ser reemplazados por bosques caducifolios a partir de los 35°S, los que son relevados por bosques laurifolios a partir de los 39°S. Los bosques laurifolios tienen una baja representación en términos de superficie, quedando confinados a zonas de elevada pluviosidad, baja oscilación térmica y temperaturas moderadas, condiciones que se encuentran en las faldas cordilleranas, tanto andinas como costeras, de la región de los Lagos. En la medida que la temperatura disminuye y la precipitación aumenta, tanto en altitud como en latitud, es posible encontrar, sobre los bosques laurifolios, bosques resinosos de coníferas y bosques siempreverdes.

La presencia de turberas o de bosques resinosos de coníferas o siempreverdes ubicados sobre sustratos turbosos se explica por un régimen climático de elevada precipitación y baja temperatura, que favorece la productividad vegetal implicando una tasa de descomposición lenta que determina la acumulación de materia orgánica en el suelo. Estas formaciones se encuentran ampliamente repartidas en toda la zona austral occidental de Chile, desde Chiloé hacia el sur.

En las zonas andinas más altas en que se desarrollan formaciones de bosque, es decir por debajo de las formaciones de matorrales bajos, dominan bosques y matorrales caducifolios, asociados a bajas temperaturas y precipitaciones moderadas, influidas por el efecto orográfico, y se extienden hasta el extremo sur donde ocupan los ambientes más xéricos de



Ecosistema matorral desértico mediterráneo costero. Parque Nacional Fray Jorge, Región de Coquimbo. Foto: Jorge Herreros.

la vertiente oriental andina, en contacto con formaciones de pastizal y estepa que son dominantes en la Patagonia austral de Argentina y que penetran marginalmente a Chile en las regiones de Aysén y Magallanes.

TIPOS DE ECOSISTEMAS TERRESTRES ZONALES

La lista de ecosistemas terrestres definidos para Chile continental, agrupados en formaciones vegetales y con sus respectivas superficies remanentes (km²) se presenta a continuación. Se reconocen 19 formaciones vegetales (Figura 1) que reúnen un total 125 ecosistemas terrestres zonales (Tabla 1). Una descripción detallada y documentada de cada una de estas unidades, así como su correspondiente cartografía, se encuentra en Luebert y Pliscoff (2017).

REPRESENTACIÓN ESPACIAL DE LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES ZONALES MEDIANTE TRANSECTOS LONGITUDINALES

En esta sección se representa espacialmente la variación de los ecosistemas terrestres en Chile continental en una serie de veinte transectos longitudinales (véase la Figura 1, con la ubicación de los transectos, y las Figuras 2 a la 22, con sus perfiles).

Los transectos longitudinales se presentan diferenciados en cuatro grandes zonas: norte, centro-norte, centro-sur y sur. Para cada uno de los transectos, se indican los ecosistemas

terrestres presentes en las Figuras 2 a la 22, codificados del P1 al P125 según la Tabla 1. Además, se indican las unidades fisiográficas más relevantes. Para cada una de las zonas se presenta una breve reseña de las principales características de los ecosistemas terrestres que la componen.

Finalmente, se agrega una descripción de los ecosistemas terrestres no abordados en la representación de transectos, como son las áreas insulares de Isla de Pascua, Archipiélago de Juan Fernández y las Islas Desventuradas.

TRANSECTOS LONGITUDINALES

Transectos longitudinales zona norte

A pesar de las condiciones de extrema aridez y un marcado contraste térmico, la vegetación de la zona norte de Chile presenta un variado mosaico vegetal que ha recibido una menor atención frente a la exuberante vegetación de la zona sur del país.

En el sector costero las condiciones climáticas y geomorfológicas modelan la presencia de una vegetación abierta (ecosistemas terrestres P1, P2, P3, P6) dominada por la presencia de cactáceas y algunas especies arbustivas. En zonas de mayor altitud la vegetación abierta se transforma en un tapiz vegetal de gran desarrollo gracias al aporte de la neblina o "camanchaca" costera. Los ecosistemas terrestres presentan una diferenciación latitudinal por las condiciones geomorfológicas

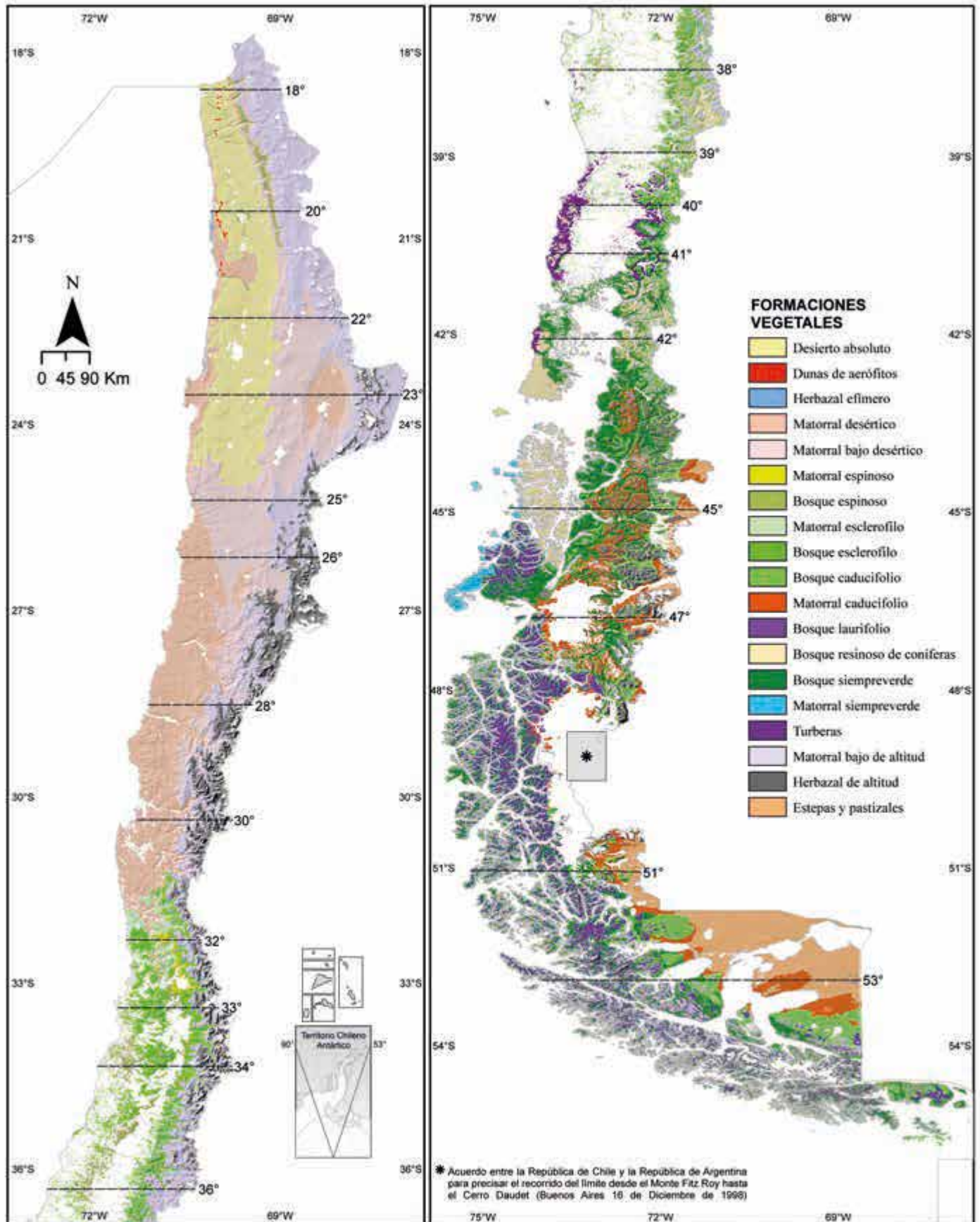


Figura 1. Formaciones vegetales remanentes de Chile Continental.



Ecosistema Bosque esclerófilo mediterráneo andino. Reserva Nacional Río Clarillo. Región Metropolitana. Foto: Jorge Herreros.

que permiten condiciones favorables para el desarrollo de estas comunidades (ecosistemas terrestres P2, P9, P10, P11, P13 y P14).

En el interior, la "pampa desértica" (ecosistema terrestre P1) presenta la menor cobertura vegetal existiendo extensos territorios sin la presencia de plantas vasculares. Esta zona corresponde a la visión más tradicional del desierto de Atacama. La escasa o casi nula presencia vegetal se explica por la ubicación interior fuera de la influencia de las neblinas costeras y así como también por la ausencia de las lluvias de verano cuya influencia queda confinada hasta las zonas precordilleranas, presentándose con intensidad sólo en sectores de mayor altitud. A pesar de esto, existe un reducido número de especies que se desarrolla gracias a montos mínimos de humedad favorecidos por condiciones especiales del relieve desértico. Dentro de esta gran zona se presentan condiciones de mayor aporte hídrico que permiten el desarrollo de dos ecosistemas característicos de las zonas desérticas: la vegetación de oasis y la vegetación de quebradas. La vegetación de oasis se desarrolla gracias a la presencia de fuentes de aguas subterráneas, que aportan agua suficiente para el desarrollo de bosques de especies del género *Prosopis*. En las zonas de quebradas, especialmente en aquellas que poseen cursos de aguas permanentes, se desarrolla una vegetación boscosa y de matorral, la cual ha sido fuertemente alterada por el uso humano con fines agrícolas. La vegetación de matorral se distribuye tanto en los márgenes de los bosques como en las laderas, presentando también una fuerte alteración.

Hacia el sur de esta zona, la cordillera de la Costa empieza a perder elevación y se transforma en un área con poca variación altitudinal, la zona de los llanos, donde se desarrolla en los años de mayor precipitación el fenómeno conocido como "desierto florido" (ecosistema terrestre P15) que tiene su expresión también en zonas interiores y costeras del sector norte de la región de Coquimbo.

En la precordillera (ecosistemas terrestres P22, P23, P25) se puede encontrar una vegetación de matorral muy abierto, que varía en su composición dependiendo de la latitud y de la altitud, dominado por especies de los géneros *Atriplex* y *Fabiana*. Es posible distinguir una vegetación caracterizada por la presencia de cactáceas de gran tamaño (*Browningia candelaris* y *Echinopsis atacamensis*). La primera se distribuye en el sector norte de la precordillera (ecosistema terrestre P31) y la segunda en algunas zonas de la región de Antofagasta (ecosistemas terrestres P23 y P102). Los bosques de *Polylepis* marcan la transición hacia las condiciones de mayor humedad en el altiplano, desarrollando comunidades que se relacionan tanto con la vegetación precordillerana (ecosistema terrestre P97), como con la presente en el altiplano (ecosistemas terrestres P98, P99 y P105).

El altiplano es el rasgo fisiográfico más particular de esta zona del país, la vegetación está fuertemente determinada por la variación altitudinal y la intensidad de las precipitaciones, que en esta zona tiene la característica de ser predominantes en

La estación estival. La intensidad de las lluvias de verano va disminuyendo conforme aumenta la latitud. La combinación de estos factores produce una vegetación de matorrales bajos dominados por especies del género *Parastrephia* en el sector norte (ecosistemas terrestres P98, P99, P100 y P104), que se va transformando en un matorral más abierto, dominado por gramíneas (ecosistemas terrestres P103 y P105). A lo largo de todo el gradiente latitudinal y con predominancia en las zonas de mayor altitud se presentan formaciones vegetacionales con plantas en cojín caracterizadas por la presencia de *Azorella compacta* en la zona norte (ecosistema terrestre P101); hacia el sur se hace predominante el herbazal dominado por *Chaetanthera sphaeroidalis* (ecosistema terrestre P117).

Transectos longitudinales zona centro-norte

La zona centro-norte es caracterizada por la dominancia del macrobioclima mediterráneo y la aparición de la vegetación esclerófila, primero con una fisonomía de matorral en el sur de la región de Coquimbo y norte de la de Valparaíso, la que se transforma en boscosa desde los 32°S en los sectores costeros y de los 31°S en la precordillera andina.

Las condiciones más áridas en el sector norte mantienen el desarrollo de la vegetación de matorral desértico, tanto en la costa (ecosistemas terrestres P17) como en el interior (ecosistemas terrestres P18, P19 y P20). Esta vegetación se presenta con una cobertura abierta, dominada por especies del género *Heliotropium* especialmente en el sector costero.

En el interior a lo largo de los cordones transversales la vegetación se desarrolla como matorrales bajos dominados por subarbustos, los que son acompañados por plantas en cojín en los sectores cordilleranos de mayor altitud.

Como ya se señaló, desde los 32°S empieza a haber un cambio vegetacional donde en la costa se presenta un matorral esclerófilo (ecosistema terrestre P36), que se transforma en bosque hacia el sur y al interior (ecosistemas terrestres P39 y P40). En los cordones costeros y en zonas de mayor altitud hacia el interior se presenta un matorral espinoso dominado por la presencia del arbusto *Colliguaja odorifera*. En los cordones transversales una vegetación de matorral bajo dominada por especies del género *Adesmia*, (ecosistemas terrestres P108 y P109) se transforma hacia el sur en un matorral bajo dominado por subarbustos conforme se va definiendo el macizo montañoso andino. Este matorral bajo se acompaña por plantas en cojín en los sectores cordilleranos de mayor altitud (ecosistemas terrestres P111 y P112).

Desde los 33°S grados se identifican claramente las cuatro unidades que modelan el paisaje en todo el sector central del país hasta los 41°S; las planicies litorales, la cordillera de la Costa, la Depresión Intermedia y la cordillera de Los Andes.

En las planicies litorales hasta la vertiente occidental de la cordillera de la Costa, se mantienen los bosques esclerófilos

(ecosistemas terrestres P39, P40 y P43). En esta zona el efecto del relieve, expresado en las diferencias de exposición, permite el desarrollo de vegetación más xérica en exposición norte, dominada por especies de plantas suculentas y arbustos espinosos. Los bosques esclerófilos son reemplazados por bosques espinosos de *Acacia caven* en el sector sur de esta zona (34°S) (ecosistema terrestre P34). Cabe señalar la acción transformadora del hombre que ha confinado la extensión del bosque esclerófilo costero a laderas de cerros con exposición sur de difícil acceso. Sobre los 1000 m en los cerros de mayor altitud de la cordillera de la Costa (cerros La Campana, El Roble y Altos de Cantillana) se desarrolla el bosque caducifolio de *Nothofagus macrocarpa* (ecosistema terrestre P46). Sobre este piso y superando los 2000 m se pueden encontrar en las cumbres un ecosistema terrestre de matorral bajo andino (ecosistema terrestre P110).

Desde la vertiente oriental de la cordillera de la Costa hasta la Depresión Intermedia, se da una sucesión altitudinal de matorral espinoso y matorral esclerófilo en el cordón de El Roble-Chicauma (ecosistemas terrestres P28 y P37), la que se transforma en bosque esclerófilo en la ladera oriental del cordón costero (ecosistemas terrestres P41).

La Depresión Intermedia es dominada por los bosques espinosos de *Acacia caven* (ecosistemas terrestres P32 y P33), que presentan diferentes cortejos florísticos dependiendo de las condiciones de humedad y relieve. Este tipo de vegetación ha sido reemplazada por suelos agrícolas y urbanos, quedando pocos lugares donde se puede observar sin grandes alteraciones.

En los sectores más bajos de la precordillera se repiten los ecosistemas presentes en la vertiente oriental de la cordillera de la Costa (ecosistemas terrestres P38 y P41). Sobre esta vegetación se presenta un bosque esclerófilo caracterizado por la presencia de *Kageneckia angustifolia* y de *Austrocedrus chilensis* en condiciones de sustrato favorables. La vegetación en el macizo andino está dominada por los matorrales bajos de *Chiquiraga oppositifolia* (ecosistemas terrestres P111 y P113). Sobre los 3000 m el matorral es reemplazado por un desierto en altura (herbazal) dominado por especies herbáceas en roseta (ecosistema terrestre P118).

Transectos longitudinales zona centro-sur

La Cordillera de la Costa en la región del Maule y del Bío-Bío, a pesar de presentar una altitud bastante menor que en la zona centro-norte, posee una variación vegetacional donde se identifica una vegetación de bosque esclerófilo en la zona costera (ecosistema terrestre P42) y en ambas laderas aparece el bosque caducifolio caracterizado por la presencia de *Nothofagus alessandrii* y de *Nothofagus glauca*. Este bosque, como resultado del reemplazo por plantaciones forestales y de la ampliación de la frontera agrícola, presenta un frágil estado de conservación (ecosistemas terrestres P49 y P50). En la Depresión Intermedia se extiende el bosque espinoso reseñado en el sector centro-norte (ecosistema terrestre P35).

En los sectores bajos de la precordillera se extiende el bosque esclerófilo, pero ahora acompañado de nuevas especies como *Lomatia hirsuta* y en las zonas más altas con *Austrocedrus chilensis*. Comienza a aparecer, al igual que en la costa, el bosque caducifolio (ecosistema terrestre P51) que en la precordillera andina se extenderá hasta el sur del país en forma continua. En las zonas de mayor altitud de la cordillera se sucede un matorral bajo con subarbustos y plantas en cojín. Sobre los 3000 m se extiende la formación de herbazal señalada para la anterior zona, pero ahora caracterizada por especies del género *Oxalis* (ecosistema terrestre P119).

En la transición climática entre las zonas mediterránea y templada, los tipos vegetacionales esclerófilo y caducifolio se entremezclan tanto en la zona costera como en la precordillera. La Cordillera de la Costa alcanza más altitud (Cordillera de Nahuelbuta) lo que permite una mayor variación de la vegetación. En la zona costera hasta la vertiente occidental de la cordillera de la Costa, se desarrolla primero un bosque laurifolio (ecosistema terrestre P72), el que es reemplazado por un bosque caducifolio dominado por *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus alpina* sucesivamente (ecosistemas terrestres P55 y P56). Este se presenta en ambas laderas de la Cordillera de Nahuelbuta. Esta zona ha sido reemplazada casi en su totalidad por plantaciones forestales, por lo cual es compleja su definición espacial. En el interior el bosque caducifolio de *Nothofagus obliqua* reemplaza al bosque espinoso y esclerófilo en la zona de la Depresión Intermedia. Estas unidades son de muy difícil identificación por estar ubicadas en la zona de mayor reemplazo de vegetación nativa (ecosistemas terrestres P47 y P53). La precordillera incorpora nuevos ecosistemas terrestres con la presencia de *Nothofagus alpina* en los sectores más bajos (ecosistemas terrestres P58 y P59) y de *Nothofagus pumilio* (ecosistemas terrestres P60, P61 y P64) en los sectores más altos. Junto con la aparición de los bosques de *Nothofagus pumilio*, tanto en la Cordillera de Nahuelbuta (ecosistema terrestre P74) como en los Andes (ecosistema terrestre P76), aparecen los bosques de *Araucaria araucana*. En los sectores más altos de la Cordillera de los Andes sobre el piso de *Araucaria*, se presenta un matorral bajo compuesto por arbustos espinosos (ecosistema terrestre P114).

La Cordillera de la Costa pierde su continuidad a los 39°S, lo que permite la internación hacia la costa de los ecosistemas terrestres de bosque caducifolio de *Nothofagus obliqua* (ecosistemas terrestres P53 y P54). En la precordillera y Cordillera de los Andes, se mantienen los patrones señalados con anterioridad, aunque la cordillera ya comienza a bajar considerablemente en altitud, desapareciendo las formaciones de matorral bajo predominantes más hacia el norte.

La Cordillera de la Costa vuelve a tomar notoriedad a partir de los 40°S, donde se desarrolla un relieve continuo con alturas que alcanzan los 1000 m. La vegetación está dominada por un bosque laurifolio siempreverde, que posee un componente costero dominado por *Aextoxicon punctatum*, el cual incorpora

especies arbóreas como *Eucryphia cordifolia*, *Weinmannia trichosperma* y *Laureliopsis philippiana* en la vertiente occidental de la cordillera costera (ecosistema terrestre P72), siendo destacable la presencia de una gran cantidad de epifitas y helechos dentro de este bosque. En las zonas de mayor altitud sobre los 800 m y descendiendo conforme avanza latitudinalmente la cordillera, se presenta el bosque costero de *Fitzroya cupressoides*. En la vertiente occidental y hacia la Depresión Intermedia se observa un bosque siempreverde menos húmedo que el costero con especies dominantes como *Nothofagus dombeyi* y *Eucryphia cordifolia* (ecosistema terrestre P73). Estos patrones se repiten en la cordillera de la Costa de Chiloé (Cordillera de Piuchué), donde las especies dominantes en la vertiente oriental de la cordillera son reemplazadas por otras especies siempreverdes como *Nothofagus nitida* y *Podocarpus nubigenus* (ecosistema terrestre P84).

La Depresión Intermedia de la zona de Los Lagos continúa teniendo como dominante el ecosistema terrestre de *Nothofagus obliqua* (ecosistema terrestre P54) el que en la actualidad se presenta como un conjunto de pequeños parches dentro de una matriz con uso de suelo agrícola.

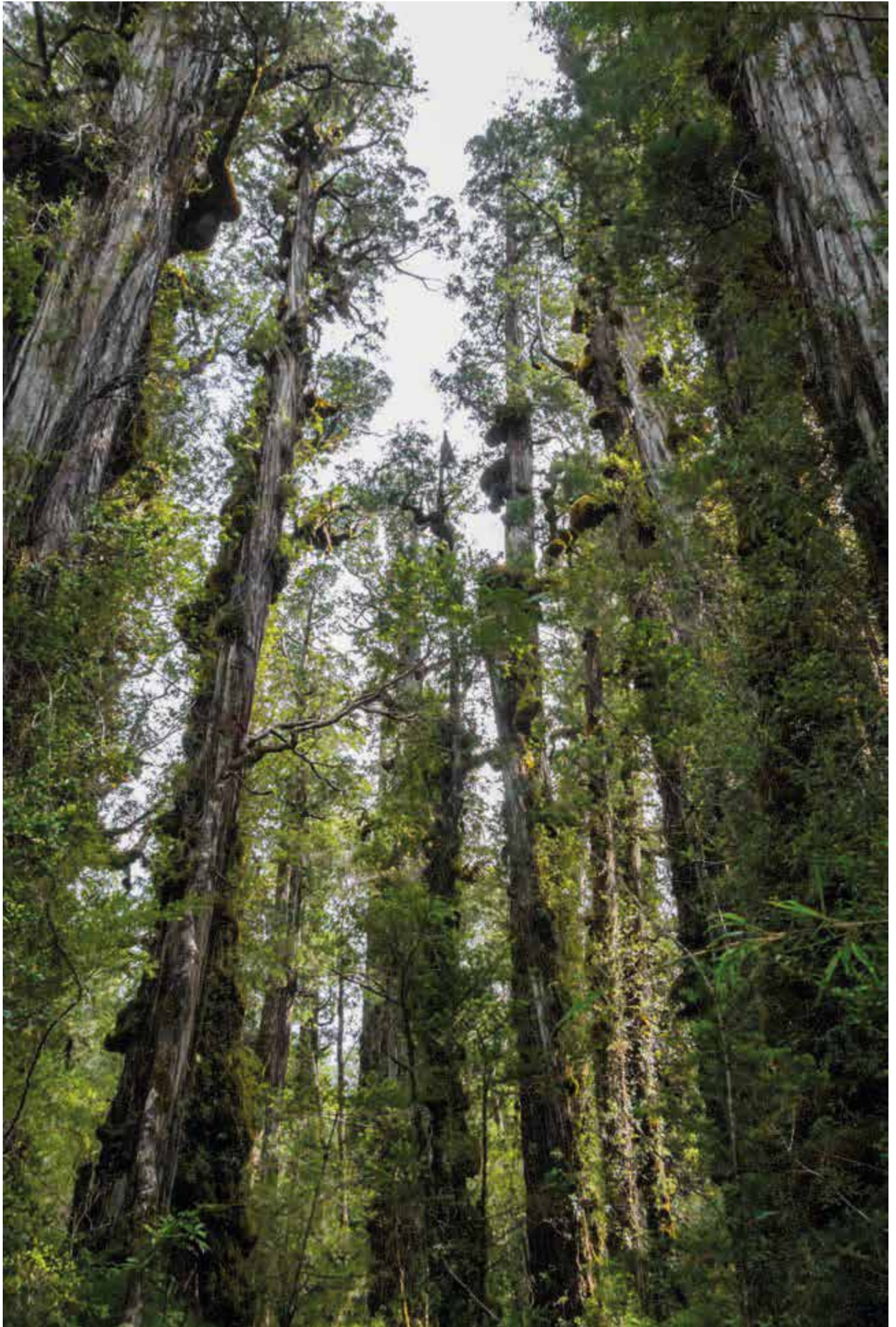
En la precordillera desde los 39.5°S, se observa un bosque laurifolio en las zonas más bajas, el cual es reemplazado en altitud por uno siempreverde y luego por un bosque caducifolio en la cordillera de los Andes (ecosistemas terrestres P58, P61 y P64). En algunos conos volcánicos que caracterizan el paisaje andino en esta región, se presenta una vegetación de matorral enano (ecosistema terrestre P115).

Al sur de los 41°S, el bosque laurifolio es reemplazado por un bosque perennifolio, similar al presente en la cordillera de la Costa, donde nuevamente *Fitzroya cupressoides* junto a otros elementos arbóreos siempreverdes forman un bosque de gran desarrollo. Este tipo de bosque dominado por especies resinosas de coníferas se presenta también en la zona sur de Chiloé, donde *Pilgerodendron uviferum* es dominante.

Transectos longitudinales zona sur

Desde el sur del seno de Reloncaví, el relieve característico de la zona central sufre un abrupto cambio. Desaparece la Depresión Intermedia y la cordillera de la Costa. La cordillera de los Andes toma contacto con el Océano Pacífico y aparece una zona de archipiélagos que caracterizan el paisaje costero hasta el límite sur del país.

A los 45°S, la zona costera del archipiélago de los Chonos posee una vegetación modelada por la influencia oceánica que mantiene altas precipitaciones durante todo el año. En estas condiciones se desarrolla un matorral siempreverde (ecosistema terrestre P92), el que se transforma en un bosque resinoso hacia el interior (ecosistema terrestre P80). En ambos ecosistemas la especie dominante es *Pilgerodendron uviferum*. En el continente, el bosque siempreverde dominado por *Nothofagus betuloides* se distribuye por toda la zona costera de la región



Ecosistema bosque laurifolio templado costero, donde el alerce (*Fitzroya cupressoides*) es una de sus especies. Foto: Jorge Herreros.



Roblería del Santuario de la Naturaleza Sector del Cerro el Roble.
Foto: Jorge Herreros.

(ecosistema terrestre P85). En zonas de mayor altitud se presenta un bosque caducifolio achaparrado, con *Nothofagus pumilio* como dominante (ecosistema terrestre P65). Cercano al límite de la vegetación se presenta un matorral caducifolio de *Nothofagus antarctica*. En las laderas de los macizos andinos, el bosque siempreverde de *Nothofagus betuloides* vuelve a dominar hacia el interior (ecosistema terrestre P87). En la vertiente oriental el paisaje se transforma en una estepa de gramíneas duras (ecosistema terrestre P122). En la transición entre esta estepa y los bosques del interior se sitúa un bosque caducifolio dominado por *Nothofagus pumilio* (ecosistema terrestre P63), el cual da paso en zonas más abiertas en un matorral caducifolio de *Nothofagus antarctica* en el límite con la estepa (ecosistema terrestre P69).

Hacia el sur, la zona costera se encuentra dominada por la presencia de turberas, que se presentan en las zonas más húmedas con especies arbustivas bajas (ecosistemas terrestres P94 y P95), y hacia el interior, en condiciones de menor humedad, por una turbera dominada por musgos y juncos (ecosistema terrestre P96). En la zona sur de la región (53°S), se repite la vegetación de turberas descrita, la que se va relacionando en un complejo mosaico con el bosque siempreverde de *Nothofagus betuloides*. Este último domina en los sectores costeros de las islas (ecosistemas terrestres P89, 990 y P91), siendo acompañado por turberas en cojín, matorrales bajos y herbazales en los sectores más altos (ecosistemas terrestres P96, P116 y P121).

En la porción continental de la región de Magallanes, en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes, se observa un patrón similar al señalado para el área norte de esta zona: un matorral caducifolio de *Nothofagus antarctica* (ecosistema terrestre P70), el que da paso a un bosque caducifolio de *Nothofagus pumilio* (ecosistema terrestre P66), hasta el borde de la estepa, donde en la transición vuelve a aparecer el matorral caducifolio achaparrado (ecosistema terrestre P70). La estepa en la región de Magallanes, dominada por *Festuca gracillima*, cubre todo el sector oriental continental



Bosque de Altos de Lircay, Región del Maule. Foto: Jorge Herreros.

y la porción norte de Tierra del Fuego. Su composición varía según el relieve, el cual permite la presencia de un mayor o menor contingente de especies arbustivas (ecosistemas terrestres P123, P124 y 125).

ECOSISTEMAS TERRESTRES INSULARES

En el Océano Pacífico se encuentra un conjunto de territorios insulares de origen volcánico, los cuales poseen una vegetación particular y de gran relevancia biogeográfica. De acuerdo a su ubicación latitudinal y cercanía, se distinguen tres grupos de islas:

Islas Desventuradas

Ubicadas a los 26°25' S – 80°00' O, están compuesta por dos islas, San Félix y San Ambrosio. En ambas se presentan dos tipos de vegetación. En primer lugar, existe un matorral caracterizado por la presencia de la compuesta arbórea *Thamnoseria lacerata*, que se distribuye por todos los sectores de las islas, presentando un mayor desarrollo en la isla de San Ambrosio, propiciado por un mayor desarrollo del suelo y condiciones de mayor humedad producto del relieve. El segundo tipo de vegetación es un pastizal de gramíneas compuesto por un alto número de especies alóctonas, relacionado directamente con las áreas de presencia humana.

Isla de Pascua y Sala y Gómez

La Isla de Pascua (Rapa Nui) se ubica en los 27°09' S – 109°23' O. Presenta una vegetación dominada completamente por pastizales. El pastizal de mayor presencia en la isla es el caracterizado por *Sporobolus indicus*, que en algunas zonas es reemplazado por especies del género *Cyperus* y *Melinis*. En los cráteres de los volcanes, el mayor desarrollo del suelo y la humedad permiten la presencia de algunas especies arbóreas. La diversidad de especies en la isla es baja, presentándose solo un pequeño número de helechos y gramíneas endémicos.

La Isla Sala y Gómez ubicada en los 26°27' S - 105°28' O está conformada por dos promontorios rocosos unidos por un istmo,

que regularmente está cubierto por el mar. Se encuentran solo cuatro especies vasculares, las que no alcanzan a desarrollar un tapiz vegetacional.

Archipiélago de Juan Fernández

El archipiélago de Juan Fernández presenta una de las vegetaciones más particulares y atractivas del territorio nacional. Está conformado por tres islas, Robinson Crusoe (Masatierra) ubicada en los 33°38' S - 78°49' O, Alejandro Selkirk (Masafuera) 33°45' S - 80°45' O y el islote Santa Clara 33°42' S - 79° 00' O. Tanto Robinson Crusoe como Alejandro Selkirk presentan una diversidad vegetacional de gran interés por su composición y presencia de endemismos. La isla Robinson Crusoe presenta tres grandes unidades vegetacionales. El pastizal nativo, que se ubica en la zona más seca de la isla cubriendo extensiones de relieve llano. Está caracterizado por la presencia de *Nassella neesiana* y *Piptochaetium bicolor*. Este pastizal nativo se encuentra fuertemente alterado por elementos alóctonos como es el caso de *Acaena argentea*. Las otras dos unidades corresponden al bosque siempreverde, el cual se puede diferenciar por su

ubicación altitudinal. El bosque nativo que se ubica bajo los 400 m es un bosque siempreverde dominado por la especie arbórea endémica *Myrceugenia fernandeziana*, la cual es acompañada dependiendo del relieve por los árboles *Drimys confertifolia*, *Fagara mayu* y *Boehmeria excelsa*. Sobre los 400 m el bosque siempreverde varía en su composición por la gran cantidad de humedad presente debido a las condiciones topográficas de la isla. Esta vegetación se presenta principalmente en los alrededores del cerro El Yunque y se caracteriza por la presencia de *Myrceugenia fernandeziana* y *Drimys confertifolia*, acompañado por un contingente de helechos arbóreos y especies del género *Robinsonia*, entre otros endemismos locales.

En la isla Alejandro Selkirk (Masafuera) existe un bosque siempreverde similar en su estratificación al presente en Robinson Crusoe, con un recambio de especies endémicas. Agrega una vegetación de carácter alpino, propiciado por la topografía en la zona de mayor altitud (sobre los 1300 m). El islote Santa Clara se encuentra muy cercano a Robinson Crusoe, compartiendo la vegetación de pastizales nativos.



Paisaje de sector de Coltauco, región de O'Higgins, con bosque esclerófilo. Foto: Jorge Herreros.

Tabla 1. Ecosistemas terrestres zonales de Chile

Código	Ecosistema terrestre	Superficie remanente (Km2)
	Desierto absoluto	56722
P1	Desierto tropical interior con vegetación escasa	56722
	Dunas de aerófitos	381
P2	Dunas tropicales costeras de <i>Tillandsia landbeckii</i> - <i>T. marconae</i>	381
	Herbazal efímero	732
P3	Herbazal efímero tropical costero de <i>Nolana adansonii</i> - <i>N. lycioides</i>	732
	Matorral desértico	68318
P4	Matorral desértico tropical interior de <i>Malesherbia auristipulata</i> - <i>Tarasa operculata</i>	529
P5	Matorral desértico tropical interior de <i>Atriplex atacamensis</i> - <i>Tessaria absinthioides</i>	8484
P6	Matorral desértico tropical costero de <i>Nolana sedifolia</i> / <i>Eulychnia iquiquensis</i>	1288
P7	Matorral desértico tropical-mediterráneo costero de <i>Ephedra breana</i> / <i>Eulychnia iquiquensis</i>	3051
P8	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Copiapoa boliviana</i> - <i>Heliotropium pycnophyllum</i>	1222
P9	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Gyptothamnium pinifolium</i> - <i>Heliotropium pycnophyllum</i>	808
P10	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Euphorbia lactiflua</i> / <i>Eulychnia iquiquensis</i>	709
P11	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Euphorbia lactiflua</i> / <i>Eulychnia saint-pieana</i>	1668
P12	Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Oxyphyllum ulicinum</i> - <i>Gymnophyton foliosum</i>	2790
P13	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Heliotropium floridum</i> - <i>Atriplex clivicola</i>	1253
P14	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis virgosa</i> / <i>Eulychnia breviflora</i>	691
P15	Matorral desértico tropical-mediterráneo interior de <i>Skytanthus acutus</i> - <i>Atriplex desérticola</i>	16073
P16	Matorral desértico tropical interior de <i>Huidobria chilensis</i> - <i>Nolana leptophylla</i>	1256
P17	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis virgosa</i> - <i>Heliotropium stenophyllum</i>	2491
P18	Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Adesmia argentea</i> - <i>Bulnesia chilensis</i>	12361
P19	Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Heliotropium stenophyllum</i> - <i>Flourensia thurifera</i>	3953
P20	Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Flourensia thurifera</i> - <i>Colliguaja odorifera</i>	8739
P21	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Bahia ambrosioides</i> / <i>Puya chilensis</i>	952
	Matorral bajo desértico	65488
P22	Matorral bajo desértico tropical interior de <i>Adesmia atacamensis</i> - <i>Cistanthe salsoloides</i>	23454
P23	Matorral bajo desértico tropical andino de <i>Atriplex imbricata</i> - <i>Acantholippia desérticola</i>	13917
P24	Matorral bajo desértico tropical interior de <i>Nolana leptophylla</i> - <i>Cistanthe salsoloides</i>	14570
P24	Matorral bajo desértico tropical andino de <i>Atriplex imbricata</i>	9926
P26	Matorral bajo desértico mediterráneo andino de <i>Senecio proteus</i> - <i>Haplopappus baylahuen</i>	3621
	Matorral espinoso	1367
P27	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquenervia</i> - <i>Colliguaja odorifera</i>	874
P28	Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> - <i>Colliguaja odorifera</i>	493
	Bosque espinoso	9511
P29	Bosque espinoso tropical interior de <i>Prosopis tamarugo</i> / <i>Tessaria absinthioides</i>	429
P30	Bosque espinoso tropical interior de <i>Geoffroea decorticans</i> - <i>Prosopis alba</i>	477
P31	Bosque espinoso tropical andino de <i>Browningia candelaris</i> - <i>Corryocactus brevistylus</i>	2129
P32	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> - <i>Prosopis chilensis</i>	1156
P33	Bosque espinoso mediterráneo andino de <i>Acacia caven</i> / <i>Baccharis paniculata</i>	478
P34	Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> - <i>Maytenus boaria</i>	2145
P35	Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> - <i>Lithraea caustica</i>	2697
	Matorral esclerófilo	4529
P36	Matorral arborecente esclerófilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> - <i>Schinus latifolia</i>	1465
P37	Matorral arborecente esclerófilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> / <i>Porlieria chilensis</i>	3064
	Bosque	21283
P38	Bosque esclerófilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> / <i>Guindilia trinervis</i>	4546
P39	Bosque esclerófilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> - <i>Peumus boldus</i>	4220
P40	Bosque esclerófilo mediterráneo costero de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Cryptocarya alba</i>	2623
P41	Bosque esclerófilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> - <i>Lithraea caustica</i>	2921
P42	Bosque esclerófilo mediterráneo costero de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Azara integrifolia</i>	2138

Código	Ecosistema terrestre	Superficie remanente (Km2)
P43	Bosque esclerófilo mediterráneo interior de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Peumus boldus</i>	3116
P44	Bosque esclerófilo mediterráneo andino de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Lomatia hirsuta</i>	1001
P45	Bosque esclerófilo psamofilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> / <i>Fabiana imbricata</i>	718
Bosque caducifolio		59487
P46	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> / <i>Ribes punctatum</i>	881
P47	Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Cryptocarya alba</i>	1801
P48	Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Austrocedrus chilensis</i>	3643
P49	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>Azara petiolaris</i>	282
P50	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>Persea lingue</i>	613
P51	Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>N. obliqua</i>	1127
P52	Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Gomortega keule</i>	540
P53	Bosque caducifolio mediterráneo de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Persea lingue</i>	1270
P54	Bosque caducifolio templado de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Laurelia sempervirens</i>	4922
P55	Bosque mixto mediterráneo costero de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>N. obliqua</i>	1228
P56	Bosque caducifolio templado costero de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>Persea lingue</i>	835
P57	Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>N. obliqua</i>	608
P58	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	2783
P59	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>N. dombeyi</i>	2637
P60	Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> - <i>N. obliqua</i>	1519
P61	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> - <i>Araucaria araucana</i>	3274
P62	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Drimys andina</i>	3650
P63	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Berberis ilicifolia</i>	9641
P64	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Azara alpina</i>	2722
P65	Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Ribes cucullatum</i>	4738
P66	Bosque caducifolio templado-antiboreal andino de v/ <i>Maytenus disticha</i>	10773
Matorral caducifolio		20121
P67	Matorral caducifolio templado andino de <i>Nothofagus antarctica</i>	7209
P68	Matorral caducifolio templado andino de <i>Nothofagus antarctica</i> / <i>Empetrum rubrum</i>	2857
P69	Matorral arborescente caducifolio mediterráneo-templado oriental de <i>Nothofagus antarctica</i> / <i>Berberis microphylla</i>	3279
P70	Matorral arborescente caducifolio templado-antiboreal andino de <i>Nothofagus antarctica</i> / <i>Chiliodendron diffusum</i>	6776
Bosque laurifolio		8383
P71	Bosque laurifolio templado costero de <i>Aextoxicon punctatum</i> - <i>Laurelia sempervirens</i>	284
P72	Bosque laurifolio templado costero de <i>Weinmannia trichosperma</i> - <i>Laureliopsis philippiana</i>	2172
P73	Bosque laurifolio templado interior de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>Eucryphia cordifolia</i>	5927
Bosque resinoso de coníferas		19194
P74	Bosque resinoso templado costero de <i>Araucaria araucana</i>	269
P75	Bosque resinoso templado andino de <i>Araucaria araucana</i> - <i>Nothofagus dombeyi</i>	2117
P76	Bosque resinoso mediterráneo-templado andino de <i>Araucaria araucana</i> / <i>Festuca scabriuscula</i>	1209
P77	Bosque resinoso templado costero de <i>Fitzroya cupressoides</i>	1260
P78	Bosque resinoso templado andino de <i>Fitzroya cupressoides</i>	3097
P79	Bosque resinoso templado costero de <i>Pilgerodendron uviferum</i> - <i>Tepualia stipularis</i>	2820
P80	Bosque resinoso templado costero de <i>Pilgerodendron uviferum</i> / <i>Astelia pumila</i>	8422
Bosque siempreverde		88123
P81	Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus dombeyi</i> / <i>Gaultheria phillyreifolia</i>	646
P82	Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>Saxegothaea conspicua</i>	3019
P83	Bosque siempreverde templado andino de <i>Austrocedrus chilensis</i> - <i>Nothofagus dombeyi</i>	152
P84	Bosque siempreverde templado interior de <i>Nothofagus nitida</i> - <i>Podocarpus nubigenus</i>	15497
P85	Bosque siempreverde templado interior de <i>Nothofagus betuloides</i> / <i>Desfontainia fulgens</i>	9397
P86	Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Laureliopsis philippiana</i>	528
P87	Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus betuloides</i> / <i>Chusquea macrostachya</i>	4650
P88	Bosque mixto templado andino de <i>Nothofagus betuloides</i> / <i>Berberis ilicifolia</i>	2511

Código	Ecosistema terrestre	Superficie remanente (Km2)
P89	Bosque mixto templado-antiboreal andino de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Nothofagus pumilio</i>	5266
P90	Bosque siempreverde templado-antiboreal costero de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Embothrium coccineum</i>	7617
P91	Bosque siempreverde templado-antiboreal costero de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Drimys winteri</i>	38840
	Matorral siempreverde	3463
P92	Matorral siempreverde templado costero de <i>Pilgerodendron uviferum</i> - <i>Nothofagus nitida</i>	3463
P94	Turbera antiboreal costera de <i>Astelia pumila</i> - <i>Donatia fascicularis</i>	9127
P95	Turbera antiboreal costera de <i>Bolax caespitosus</i> - <i>Phyllachne uliginosa</i>	5654
P96	Turbera templada-antiboreal interior de <i>Sphagnum magellanicum</i> / <i>Schoenus antarcticus</i>	3745
	Matorral bajo de altitud	89589
P97	Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana ramulosa</i> - <i>Diplostephium meyenii</i>	6745
P98	Matorral bajo tropical andino de <i>Parastrephia lucida</i> - <i>Azorella compacta</i>	3165
P99	Matorral bajo tropical andino de <i>Parastrephia lucida</i> / <i>Festuca orthophylla</i>	1760
P100	Matorral bajo tropical andino de <i>Parastrephia lepidophylla</i> - <i>P. quadrangularis</i>	7042
P101	Matorral bajo tropical andino de <i>Azorella compacta</i> - <i>Pycnophyllum molle</i>	2052
P102	Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana denudata</i> - <i>Chuquiraga atacamensis</i>	3992
P103	Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana squamata</i> / <i>Festuca chrysophylla</i>	3940
P104	Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana bryoides</i> - <i>Parastrephia quadrangularis</i>	7661
P105	Matorral bajo tropical andino de <i>Mulinum crassifolium</i> - <i>Urbania pappigera</i>	9210
P106	Matorral bajo tropical andino de <i>Artemisia copa</i> / <i>Jarava frigida</i>	2128
P107	Matorral bajo tropical andino de <i>Adesmia frigida</i> / <i>Jarava frigida</i>	3479
P108	Matorral bajo tropical-mediterráneo andino de <i>Adesmia hystrix</i> - <i>Ephedra breana</i>	6538
P109	Matorral bajo tropical andino de <i>Adesmia subterranea</i> - <i>Adesmia echinus</i>	5312
P110	Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Mulinum spinosum</i>	55
P111	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Nardophyllum lanatum</i>	4060
P112	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> - <i>Berberis empetrifolia</i>	5647
P113	Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Discaria articulata</i>	3435
P114	Matorral bajo templado andino de <i>Discaria chacaye</i> / <i>Berberis empetrifolia</i>	3421
P115	Matorral bajo templado andino de <i>Adesmia longipes</i> - <i>Senecio bipontinii</i>	2986
P116	Matorral bajo antiboreal andino de <i>Bolax gummifera</i> - <i>Azorella selago</i>	6961
	Herbazal de altitud	25356
P117	Herbazal tropical andino de <i>Chaetanthera sphaeroidalis</i>	6574
P118	Herbazal mediterráneo andino de <i>Nastanthus spathulatus</i> - <i>Menonvillea spathulata</i>	2310
P119	Herbazal mediterráneo andino de <i>Oxalis adenophylla</i> - <i>Pozoa coriacea</i>	953
P120	Herbazal templado andino de <i>Nassauvia dentata</i> - <i>Senecio portalesianus</i>	11118
P121	Herbazal antiboreal andino de <i>Nassauvia pygmaea</i> - <i>N. lagascae</i>	4401
	Estepas y pastizales	24354
P122	Estepa mediterránea-templada oriental de <i>Festuca pallescens</i> / <i>Mulinum spinosum</i>	3127
P123	Estepa mediterránea-templada oriental de <i>Festuca gracillima</i>	6354
P124	Estepa mediterránea-templada oriental de <i>Festuca gracillima</i> / <i>Mulinum spinosum</i>	6890
P125	Estepa templada oriental de <i>Festuca gracillima</i> / <i>Chiliotrichum diffusum</i>	7983
P125	Estepa templada oriental de <i>Festuca gracillima</i> / <i>Chiliotrichum diffusum</i>	7983

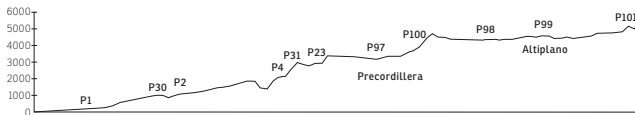


Figura 2: Transecto longitudinal a los 18° de Latitud Sur

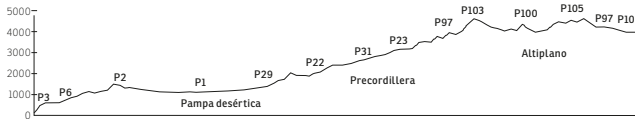


Figura 3: Transecto longitudinal a los 20° de Latitud Sur

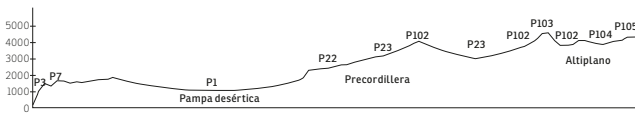


Figura 4: Transecto longitudinal a los 22° de Latitud Sur

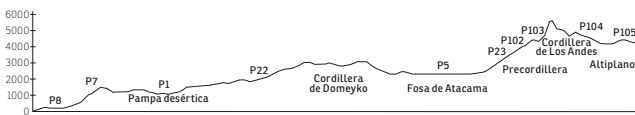


Figura 5: Transecto longitudinal a los 23° de Latitud Sur

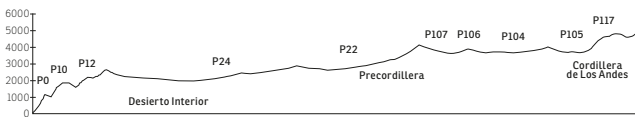


Figura 6: Transecto longitudinal a los 25° de Latitud Sur

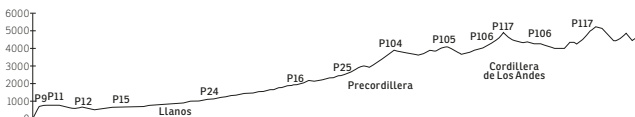


Figura 7: Transecto longitudinal a los 26° de Latitud Sur

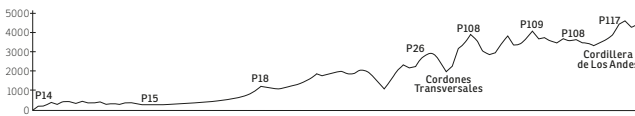


Figura 8: Transecto longitudinal a los 28° de Latitud Sur

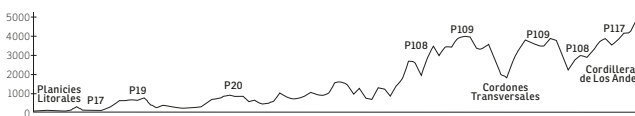


Figura 9: Transecto longitudinal a los 30° de Latitud Sur

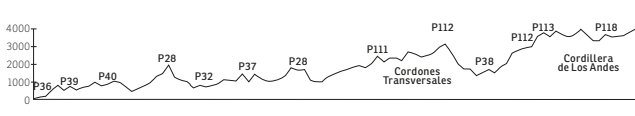


Figura 10: Transecto longitudinal a los 32° de Latitud Sur

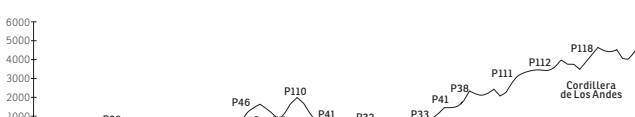


Figura 11: Transecto longitudinal a los 33° de Latitud Sur

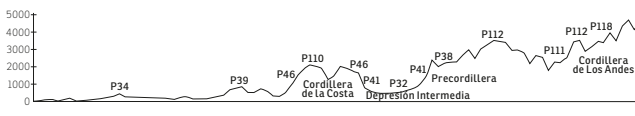


Figura 12: Transecto longitudinal a los 34° de Latitud Sur

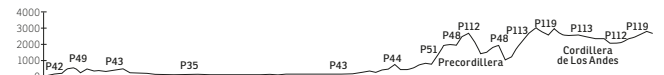


Figura 13: Transecto longitudinal a los 36° de Latitud Sur

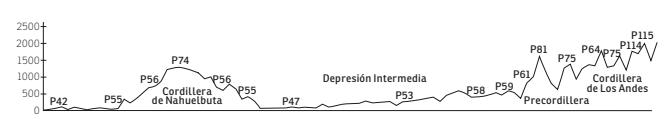


Figura 14: Transecto longitudinal a los 38° de Latitud Sur



Figura 15: Transecto longitudinal a los 39° de Latitud Sur

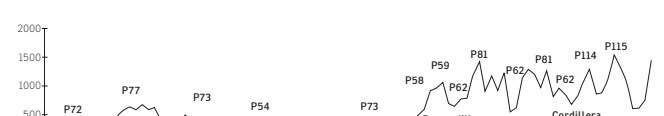


Figura 16: Transecto longitudinal a los 40° de Latitud Sur



Figura 17: Transecto longitudinal a los 41° de Latitud Sur



Figura 18: Transecto longitudinal a los 42° de Latitud Sur

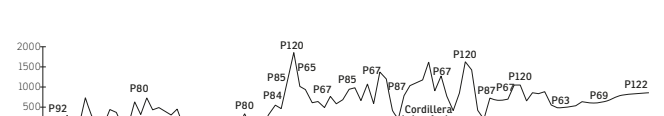


Figura 19: Transecto longitudinal a los 45° de Latitud Sur



Figura 20: Transecto longitudinal a los 47° de Latitud Sur

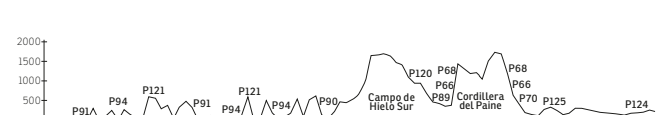


Figura 21: Transecto longitudinal a los 51° de Latitud Sur

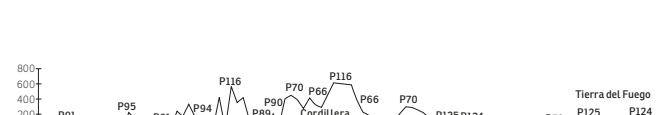


Figura 22: Transecto longitudinal a los 53° de Latitud Sur

5.1.2 BIODIVERSIDAD DEL DESIERTO DE ATACAMA Y ESTEPA ALTIPLÁNICA

Luis Faúndez Yancas

Desierto de Atacama

El Desierto de Atacama es parte significativa del gran desierto Pacífico, que comprende desde los 8° de latitud sur, en la costa sur de Ecuador, la costa y una porción del interior de Perú y del norte de Chile, hasta aproximadamente los 30° de latitud sur. Y presenta, en esta gradiente latitudinal, como rasgo más destacable y característico, la ausencia casi completa de vegetación en gran parte de su extensión, restringiéndose el desarrollo biológico principalmente a sus márgenes, especialmente en la precordillera andina, la costa norte y la costa sur.

Desierto absoluto

Así, en su porción chilena, en este desierto, definido como el más árido del planeta, dado que presenta una gran extensión en donde no se ha registrado actividad biológica, ni siquiera microscópica (bacterias y similares), resulta singular y característica la presencia de sustratos fuertemente mineralizados

(caliche). Sólo en aquellos lugares en donde la presencia de agua es relativamente permanente, es posible encontrar vegetación y fauna (oasis y quebradas). Esta zona del desierto de Atacama se conoce como el Desierto Absoluto (Gajardo, 1983 y 1994). Una subregión en donde, además de las áreas estériles (pampas), existe un bosque espinoso altamente singular – la pampa del Tamarugal – formación arbórea freatófita dominada por *Prosopis tamarugo*, el “tamarugo”, especie de leguminosa endémica cuyo nombre común le da el nombre a este ecosistema. Conjuntamente, en el lecho de las escasas quebradas que disectan las “pampas” interiores es posible encontrar desarrollo biológico, el cual presenta algunos elementos de flora arbórea característicos y relativamente singulares (*Geoffroea decorticans*, “chañar”; *Acacia macracantha*, “yaro” o huarango”; *Morella pavnis*, “carza”; *Haplorhus peruvianus*; entre otros).

Tabla 1. Especies de la Pampa del Tamarugal

Representativas	<i>Prosopis tamarugo</i> <i>Prosopis alba</i> <i>Tessaria absinthioides</i> <i>Distichlis spicata</i>
Singulares	<i>Prosopis tamarugo</i> <i>Caesalpinia aphylla</i> <i>Prosopis burkartii</i>
Con problemas de conservación	<i>Prosopis tamarugo</i> (en peligro; 9° proceso de clasificación de especies) <i>Prosopis burkartii</i> (en peligro crítico; 8° proceso) <i>Prosopis alba</i> (preocupación menor; 3er proceso)
Significativas	<i>Prosopis strombulifera</i> (amuleto)

Tabla 2. Especies de quebradas y de oasis

Representativas	<i>Schinus molle</i> <i>Geoffroea decorticans</i> <i>Baccharis scandens</i> <i>Prosopis alba</i>
Singulares	<i>Morella pavnis</i> <i>Haplorhus peruvianus</i> <i>Acacia macracantha</i> <i>Malesherbia tenuifolia</i>
Con problemas de conservación	<i>Morella pavnis</i> (vulnerable; 3er proceso) <i>Prosopis alba</i> (preocupación menor; 3er proceso) <i>Haplorhus peruvianus</i> (vulnerable; 9° proceso) <i>Solanum lycopersicoides</i> (en peligro y rara; 3er proceso)
Significativas	<i>Lycopersicon</i> (=Solanum) <i>peruvianum</i> (mejoramiento genético) <i>Lycopersicon chilense</i> (=Solanum) (mejoramiento genético) <i>Solanum lycopersicoides</i> (mejoramiento genético)





Estepa altoandina, camino a Laguna Miñique, altiplano de Antofagasta. Foto: Flavio Camus.

Desierto Andino

Hacia el margen oriental del desierto de Atacama, sobre la precordillera andina, producto de un mayor y más frecuente aporte de precipitaciones, se reconoce el Desierto Andino, una faja o piso de vegetación que en gran medida está caracterizada por arbustos marcadamente adaptados a la aridez extrema y herbáceas anuales facultativas (pueden persistir más de una temporada si las condiciones ambientales lo permiten). Localmente se suman a estos ensambles, en un gradiente de norte a sur, especies altamente características de la familia Cactaceae; así en el extremo norte, continuando desde Perú, *Browningia candelaris* ("candelabro" o "cardón") y *Corryocactus brevistylus* ("tunilla") acompañan a *Atriplex glaucescens* y/o *Atriplex imbricata* y *Philippium amarantoides*. Hacia el sur, principalmente en la cuenca del río Loa y el salar de San Pedro, las cactáceas columnares son reemplazadas por *Trichocereus atacamensis* ("cardón" o "K'avul"), la cactácea columnar de mayor tamaño en Chile, acompañando a los arbustos *Ambrosia artemisioides*, *Atriplex imbricata* y *Acantholippia deserticola* (= *A. punensis*), las herbáceas *Calandrinia salsoloides* y *Adesmia atacamensis* y las suculentas acojinadas *Maihueniopsis camachoi* y *Maihueniopsis conoidea*. Más hacia el sur desaparecen las cactáceas como elementos florísticos fisonómicos, incluso desapareciendo este piso casi completamente, reapareciendo en la cuenca del río el Salado hasta el río Copiapó, en donde aparece *Aphyllocladus denticulatus* un elemento arbustivo altamente singular, acompañado ocasionalmente por *Maihueniopsis colorea*, cactácea arbustiva acojinada, endémica de esta área.

Característico, sin embargo muy poco conocido y documentado, son los episodios de floración de especies herbáceas

Tabla 3. Especies de cactáceas columnares

Representativas	<i>Browningia candelaris</i> <i>Corryocactus brevistylus</i> <i>Trichocereus atacamensis</i>
Singulares	<i>Atriplex imbricata</i> <i>Acantholippia tarapacana</i> <i>Acantholippia deserticola</i> <i>Aphyllocladus denticulatus</i>
Con problemas de conservación	<i>Browningia candelaris</i> (vulnerable, 6° proceso) <i>Trichocereus atacamensis</i> (casi amenazada, 6° proceso) <i>Solanum lycopersicoides</i> (en peligro y rara; 3er proceso)
Significativas	<i>Lycopersicon</i> (= <i>Solanum</i>) <i>chilense</i> (mejoramiento genético) <i>Solanum lycopersicoides</i> (mejoramiento genético) <i>Acantholippia deserticola</i> (medicinal) <i>Acantholippia tarapacana</i> (medicinal)

Desierto andino: desierto de los aluviones

Representativas	<i>Adesmia atacamensis</i> <i>Calandrinia salsoloides</i>
Singulares	<i>Solanum sitiens</i>
Con problemas de conservación	<i>Solanum sitiens</i> (vulnerable y rara; 3er proceso)
Significativas	<i>Solanum sitiens</i> (mejoramiento genético) <i>Calandrinia salsoloides</i> (ornamental)



efímeras (Desierto florido), los cuales, menos frecuentes que los de la parte sur del desierto de Atacama, no son menos espectaculares, desarrollándose eso sí, normalmente entre matrices arbustivas.

Desierto Costero

En el margen occidental, en el borde oceánico, se reconoce la subregión del Desierto Costero, faja o piso de vegetación de ancho y continuidad variable y cuyo desarrollo está fuertemente influenciado por la gradiente latitudinal y la orografía. En el extremo norte, en donde la aridez es máxima producto de la baja ocurrencia de precipitaciones, la vegetación solo puede desarrollarse en elevaciones sobre los 400-600 metros y en exposiciones favorables para la intercepción de las nieblas costeras (camanchacas) y por lo tanto este piso está constituido por "islas" de vegetación rodeadas de desierto absoluto. De la ciudad de Antofagasta hacia el sur, este piso se hace continuo pero con baja densidad de vegetación, para volverse denso desde la provincia del Huasco hacia el sur.

El Desierto Costero se caracteriza por una matriz arbustiva mono o biestratificada con un estrato de cactáceas arborescentes y/o columnares más o menos importante fisonómicamente, a las cuales se suma, en temporadas pluviométricamente favorables, una importante estrata de herbáceas efímeras, generalmente de notorio desarrollo vegetativo y/o floración vistosa. Además, en áreas donde el aporte hídrico de las nieblas es significativo, es posible encontrar, situaciones de alta diversidad y singularidad taxonómica en la flora local (oasis de niebla o lomas costaneras como se les denomina en

Perú), resultando en sectores donde se reconoce la condición de refugio de elementos florísticos.

En el extremo norte de esta subregión (Arica y Parinacota), las islas de vegetación están constituidas por la cactácea arborescente *Eulychnia aricensis* que acompaña a escasos arbustos de *Nolana sedifolia* y *Solanum brachyantherum*. En Tarapacá, aparece *Eulychnia iquiquensis*, que reemplaza a la anterior y pasa a ser la especie característica de esta formación hasta el norte de Taltal, en el sur de la región de Antofagasta, la que va acompañada por distintos ensambles de arbustos, donde los más frecuentes son *Nolana sedifolia*, *Nolana (=Alona) balsamiflua*, *Nolana linearifolia*, *Ephedra breana*, *Frankenia chilensis*, *Balbisia peduncularis*, *Euphorbia lactiflua* y especies de cactáceas arbustivas bajas como *Copiapoa boliviana*, *Copiapoa solaris*, *Cylindropuntia tunicata*, *Cumulopuntia sphaerica*, *Copiapoa hasseltoniana*, *Copiapoa humilis*, entre otras. Desde el norte de Taltal hasta caleta Cifuncho la cactácea columnar es reemplazada por *Eulychnia breviflora* var. *taltalensis*, la cual acompaña a *Euphorbia lactiflua*, *Nolana sedifolia*, *Proustia typia*, *Frankenia chilensis* y las cactáceas arbustivas *Copiapoa cinerea*, *Copiapoa humilis*, *Copiapoa desertorum*.

Desde caleta Cifuncho hasta la ciudad de Chañaral aparece la cactácea columnar *Eulychnia saint-pieana*, la cual conforma densos cuadros al interior del Parque Nacional Pan de Azúcar, acompañando a diversos arbustos como *Frankenia chilensis*, *Balbisia peduncularis*, *Nolana sedifolia*, *Lycium spp.*, *Bahia ambrosioides*, *Ophryosporus triangularis* y cactáceas arbustivas como *Copiapoa humilis*, *Copiapoa bridgesii*, *Copiapoa melanohystrix*, *Copiapoa columna-alba*, *Copiapoa cinerascens*, *Copiapoa serpentisulcata*.

De Chañaral al sur de Caldera (Bahía Salado), disminuye la altura del acantilado costero y aumenta la influencia de la terraza costera y con ello disminuye la densidad de vegetación y cambia la composición de las especies dominantes fisonómicas. La cactácea columnar cambia a *Eulychnia barquitenensis* y/o *Eulychnia breviflora* var. *tenuis* y los arbustos más importantes corresponden a *Euphorbia lactiflua*, *Heliotropium floridum*, *Tetragonia maritima*, *Nolana sedifolia*, y entre las cactáceas arbustivas *Copiapoa marginata*, *Copiapoa calderana*, *Cumulopuntia sphaerica*.

Tabla 4. Especies del desierto costero de Tocopilla

Representativas	<i>Eulychnia iquiquensis</i> <i>Nolana</i> spp (N. peruviانا) <i>Tetragonia angustifolia</i>
Singulares	<i>Eulychnia aricensis</i> <i>Eulychnia morromorenoensis</i> <i>Nolana balsamiflua</i> <i>Islaya iquiquensis</i> <i>Islaya laui</i> <i>Tillandsia marconae</i>
Con problemas de conservación	<i>Eulychnia aricensis</i> (en peligro; 8° proceso) <i>Eulychnia morromorenoensis</i> (vulnerable; 9° proceso) <i>Nolana balsamiflua</i> (vulnerable; 9° proceso) <i>Islaya iquiquensis</i> (vulnerable; 8° proceso) <i>Islaya laui</i> (en peligro y rara; 2° proceso) <i>Tillandsia marconae</i> (en peligro; 8° proceso)
Significativas	<i>Eulychnia aricensis</i> (ornamental) <i>Eulychnia morromorenoensis</i> (ornamental) <i>Tigridia philippiana</i> (ornamental)

Desde Bahía Salado hasta la cuenca del río Huasco, los cerros costeros disminuyen su elevación, aumentando la relevancia de las terrazas costeras y los valles, con lo cual, producto de una mayor influencia de las precipitaciones, la vegetación cambia significativamente, aumentando la densidad y diversidad, principalmente en las laderas de cerros, en donde dominan, entre las cactáceas arborescentes, *Eulychnia acida* var. *elata*, en las posiciones más áridas, y *Eulychnia breviflora* var. *breviflora* en posiciones menos extremas; las arbustivas más frecuentes corresponden a *Balbisia peduncularis*, *Oxalis gigantea* y/o *Oxalis virgosa* y entre las cactáceas arbustivas destaca la gigantesca *Copiapoa dealbata*, acompañada o no por *Copiapoa cuprea*, *Copiapoa echinata*, las cuales pueden conformar grupos monoespecíficos.

En la porción más sur del desierto costero, de Huasco a Los Choros, los cerros costeros vuelven a ganar altura y se acercan a la costa, de modo tal que nuevamente cambia la composición de las especies significativas, apareciendo la cactácea columnar arbustiva *Eulychnia acida* var. *procumbens*, endémica de esta área geográfica (incluyendo la zona interior correspondiente al desierto florido de las serranías). En las laderas,

Tabla 5. Especies del desierto costero de Taltal

Representativas	<i>Eulychnia iquiquensis</i> <i>Euphorbia lactiflua</i> <i>Copiapoa</i> "complejo" <i>cinerea</i> <i>Heliotropium pycnophyllum</i> <i>Nolana elegans</i> <i>Heliotropium taltalense</i> <i>Nolana aplocaryoides</i> <i>Calandrinia</i> spp. (perennes) <i>Nolana</i> spp. (arbustivas)
Singulares	<i>Berberis litoralis</i> <i>Dicliptera paposana</i> <i>Tillandsia tragofoba</i> <i>Tillandsia geissei</i> <i>Dalea azurea</i> <i>Salvia cuspidata</i> ssp. <i>gilliesii</i> <i>Bipinnula taltalensis</i>
Con problemas de conservación	<i>Berberis litoralis</i> (en peligro y rara; 5° proceso) <i>Dicliptera paposana</i> (en peligro y rara; 2° proceso) <i>Dalea azurea</i> (en peligro y rara; primer proceso) Cactáceas diversas especies
Significativas	<i>Copiapoa</i> spp. (enanás; ornamentales) <i>Thelocephala</i> spp. (enanás; ornamentales) <i>Lycopersicon chilense</i> (mejoramiento genético)

Tabla 6. Especies del desierto costero del Huasco

Representativas	<i>Balbisia peduncularis</i> <i>Oxalis virgosa</i> <i>Oxalis gigantea</i> <i>Heliotropium floridum</i> <i>Heliotropium sinuatum</i> <i>Nolana carnosa</i> <i>Nolana acuminata</i> <i>Skjantanthus acutus</i>
Singulares	<i>Copiapoa dealbata</i> <i>Copiapoa echinata</i> <i>Copiapoa fedleriana</i> <i>Leontochir ovallei</i> <i>Alstroemeria werdermannii</i> <i>Conanthera urceolata</i>
Con problemas de conservación	<i>Myrcianthes coquimbensis</i> (en peligro, 2° proceso) <i>Leontochir ovallei</i> (en peligro y rara, 2° proceso) Cactáceas
Significativas	<i>Leontochir ovallei</i> (ornamental) <i>Alstroemeria</i> spp. (ornamental) <i>Zephyra elegans</i> (ornamental) <i>Aloysia fragrans</i> (aromatica) <i>Dioscorea fastigiata</i> (medicinal?)



Ecosistema de desierto tropical costero. Farellones de Arica. Foto: Jorge Herreros.

principalmente en el sur de esta zona aparece la cactácea arborescente *Eulychnia acida* var. *acida* y la columnar arbustiva *Trichocereus nigripilis*, mientras en las terrazas costeras, con sustratos consolidados, se mantiene *Eulychnia breviflora* var. *breviflora* acompañada por extensas formaciones de la cactácea rastrera *Eulychnia choroscensis*. Los matorrales son dominados por *Balbisia peduncularis*, *Oxalis gigantea* y *Oxalis virgosa*, *Bahia ambrosioides*, *Heliotropium stenophyllum* y, en los lechos de quebradas, *Pleocarpus revolutus*. En la porción más sur de esta zona adquiere importancia la cactácea conglomerada Copiapoa coquimbana y la arbustiva *Austrocylindropuntia miquelii*.

En una buena parte del desierto costero, especialmente en las terrazas costeras, se instalan campos dunarios con una vegetación característica, en donde normalmente la expresión biológica es bastante baja, con una escasa presencia de cactáceas y solo algunas especies arbustivas como *Skytanthus acutus*, *Nolana carnosa* y la herbácea *Tiquilia litoralis*.

Desierto Florido

En la porción interior, entre la costa y la precordillera, a continuación del desierto absoluto y del desierto andino desde la cuenca del río Copiapó hasta el río Los Choros, producto de una marcada

aridez, pero con una mayor recurrencia de precipitaciones eventuales, se desarrolla una cubierta de vegetación permanente de muy baja densidad, la cual presenta dos fases según la fisiografía; en los llanos y amplios valles que disectan los cordones de cerros que bajan desde la Cordillera de los Andes, se desarrolla la formación típica del desierto florido o desierto florido de los llanos; mientras que en los sistemas de serranías al este de esta zona se reconoce el desierto florido de las serranías.

Desierto Florido de los Llanos

Esta área, entre las cuencas de los ríos Copiapó por el norte y Huasco por el sur, en la zona intermedia, se caracteriza por grandes valles planos, en los cuales, producto de una marcada aridez, la vegetación permanente se presenta escasa, con grandes espacios entre los pocos arbustos que normalmente presentan un aspecto decrepito. Situación que varía sustancialmente, en aquellas temporadas en que las precipitaciones invernales son más abundantes que lo normal, relacionándose principalmente con el fenómeno de “el Niño” o bien con fenómenos eventuales del tipo “frentes fríos en altura”. Bajo estas circunstancias se desarrolla un estrato herbáceo, que primero viste de verde estas planicies y las laderas de los cerros que rodean estos espacios; para luego, dependiendo de las especies dominantes, pintar de vivos colores todo el paisaje. Una de

Tabla 7. Especies del desierto florido de Los Llanos

Representativas	<i>Calandrinia longiscapa</i> <i>Nolana baccata</i> <i>Nolana rostrata</i> <i>Atriplex clivicola</i> <i>Cristaria cyanea</i> <i>Skytanthus acutus</i> <i>Encelia canescens</i>
Singulares	<i>Eulychnia acida</i> var. <i>elata</i> <i>Tiquilia litoralis</i>
Con problemas de conservación	<i>Pintoa chilensis</i> (en peligro; 5° proceso)
Significativas	<i>Alstroemeria kingii</i> (ornamental) <i>Calandrinia discolor</i> (ornamental)

Las características de estos ambientes es la fuerte variabilidad de ensambles florísticos, lo cual permite que en una corta extensión sea posible reconocer distintas formaciones, algunas de ellas típicas del fenómeno.

Uno de los cuadros característicos corresponde a la pradera de *Calandrinia "longiscapa"* (pata de guanaco), especie anual facultativa, la cual cubre llanos y laderas bajas, en principio de color verdoso-rojizo en el período de establecimiento y en el vegetativo, para cambiar al fucsia encendido al momento de la floración y luego en la fructificación y senescencia pasar al rojizo oscuro. Es más frecuente en sitios planos horizontales o inclinados, con escaso microrelieve, y sustrato consolidado, en matorrales muy claros de *Atriplex clivicola* en los sectores norte de esta formación, o con arbustos de *Encelia canescens*, en la parte sur de ella. Su intensidad y extensión depende de los montos de precipitación de la temporada respectiva.

Los cuadros de *Cristaria spp.* (malvillas), que incluyen a varias especies anuales facultativas de este género, principalmente *C. gracilis* (*C. patens*) y *C. cyanea* en esta área, son menos frecuentes y de menor extensión, generalmente entre cuadros de *Calandrinia "longiscapa"* y/u otros ensambles florísticos, principalmente asociados a cursos de escorrentía y lechos de quebradas. Hacia la costa (Desierto Costero), estos cuadros son más frecuentes, especialmente sobre terrazas marinas arenosas.

Otro de los cuadros característicos, que cubren vastas extensiones, son los de las especies anuales de *Nolana*, los cuales, con una temprana floración, rápidamente cubren de blanco, celeste o azul los llanos y laderas arenosas. Existe una variación de formas o especies, que hace que estos conjuntos, altamente homogéneos en cada sitio, cambien la entidad dominante entre cada localidad. Las especies más importantes corresponden a *N. baccata*, *N. acuminata*, *N. pterocarpa* y *N. aplocaryoides*. Las mayores extensiones con estas especies se encuentran en las terrazas costeras (Desierto Costero), las cuales pueden entrar en floración, tempranamente, durante el invierno y en estas localidades, en primavera, el cuadro cambia a otras dominantes, tales como *Cristaria spp.*

Por último, existen cuadros de menor desarrollo en superficie, pero significativos en cuanto a colorido y composición de especies, son los paisajes de geófitas, especies herbáceas perennes con floración muy vistosa, tales como *Rhodophiala (=Miostemma) bagnoldii* (añañuca), *Leucocoryne appendiculata* (huilli o cebollin); *Alstroemeria kingii* (lirio), *Argylia radiata* (terciopelo) y *Zephyra elegans* (flor de la viuda), entre otras, las cuales visten de amarillo, blanco, amarillo anaranjado y blanco o celeste, respectivamente, especialmente zonas de sustratos no consolidados, generalmente arenales, o bien acompañan en pequeños manchones a los cuadros anteriormente descritos.

Desierto florido de las serranías

Hacia el este del desierto florido de los Llanos, desde el sur del río Copiapó hasta el río Los Choros, se desarrolla una serie de cadenas de cerros que, desde la precordillera andina, bajan hacia la costa configurando un paisaje de sierras suaves cuyas cumbres se enlazan en lomajes que abrazan ambas cordilleras. En estas áreas, la aridez se presenta con menos rigor producto de las mayores elevaciones, configurándose formaciones arbustivas de mayor desarrollo, en las cuales aún domina el tono marrón de los sustratos.

Matorral de *Bulnesia chilensis* y/o *Adesmia argentea*.

Esta formación corresponde a una de las de mayor extensión y está ampliamente distribuida en todo el ámbito geográfico

Tabla 8. Especies del desierto florido de las serranías

Representativas	<i>Calandrinia longiscapa</i> <i>Nolana rostrata</i> <i>Balsamocarpon brevifolium</i> <i>Bulnesia chilensis</i> <i>Haplopappus baylahuen</i> <i>Adesmia argentea</i>
Singulares	<i>Argylia potentillifolia</i> <i>Eriosyce spinibarbis</i> <i>Eriosyce lapampaensis</i> <i>Eriosyce algarrobensis</i> <i>Alstroemeria leporina</i> <i>Alstroemeria crispata</i> <i>Aristolochia pearcei</i> <i>Kieslingia chilensis</i>
Con problemas de conservación	<i>Pintoa chilensis</i> (en peligro; 5° proceso) <i>Adesmia argyrophylla</i> (vulnerable; 6° proceso) <i>Adesmia godoyae</i> (vulnerable; 5° proceso) <i>Adesmia odontophylla</i> (extinta; 6° proceso)
Significativas	<i>Haplopappus baylahuen</i> (medicinal) <i>Balsamocarpon brevifolium</i> (energética, industrial) <i>Krameria cistoidea</i> (industrial) <i>Aloysia salviifolia</i> (medicinal, aromática) <i>Aloysia fragrans</i> (aromática)



En el ecosistema desierto tropical costero se pueden encontrar zonas con presencia de tilandsiales (*Tillandsia landbeckii*), que sobreviven gracias a la neblina costera denominada Camanchaca. Altos de Azapa, Arica. Foto: Jorge Herreros.

del desierto florido de las serranías. Presenta una fisonomía de matorral alto con cubrimientos medios a bajos, siendo mayores en los lechos de escorrentía, y dada la morfología de las especies dominantes se presenta de color gris (*Bulnesia chilensis*) o más blanquecino (*Adesmia argentea*).

Matorral arborescente de *Balsamocarpon brevifolium*

Este cuadro de vegetación, hoy en día, resulta bastante escaso y sólo ocasionalmente se puede encontrar en su estado de mayor desarrollo, especialmente en el margen superior del desierto florido de las serranías, producto de una extrema explotación de esta especie principalmente como material energético (leña y carbón).

Estepa Altiplánica

Por sobre la zona geográfica en que se desarrolla el desierto de Atacama, en una franja de mayor elevación (altiplano), se establece una vegetación característica, dominada por arbustos resinosos y hierbas en "penachos" o "champas", ya sea en formaciones puras de cada uno de estos tipos biológicos, conformando de este modo los "tolares" en el caso de los arbustos, o los "pajonales" en el caso de las hierbas. Son frecuentes las mezclas de ambos tipos constituyendo formaciones mixtas.

Puntualmente, en situaciones particulares, principalmente afloramientos rocosos y exposiciones cálidas se encuentran

formaciones puntuales (vegetación intrazonal) dominadas por K'eñoa (*Polylepis tarapacana* o *P. rugulosa*), especies arbóreas que le dan el nombre de K'eñoales a esta formación. Otra formación de este tipo son aquellas áreas dominadas por *Azorella compacta* (Llaretá), generalmente en grandes elevaciones, en el límite de la vegetación, asociado a los conos volcánicos y portezuelos de los principales cordones montañosos del área.

La estepa altiplánica o la vegetación del altiplano sudamericano, es un paisaje de meseta de altura de amplia extensión que cubre un gran territorio caracterizado por un relieve relativamente plano delimitado por grandes cadenas montañosas, disectado por cordones o altas cumbres que emergen, elevándose a altitudes aún mayores. Este ambiente se extiende desde Ecuador hasta Chile y Argentina, pasando por Perú y Bolivia, países en donde alcanza su mayor extensión. En Chile, se ubica desde el límite norte hasta la latitud de la ciudad de Copiapó, en la cuenca de la laguna del Negro Francisco (Parque Nacional Nevado Tres Cruces), por sobre los 3.500 m de elevación, normalmente alrededor de los 4.000 m.

El límite con el desierto es bastante arbitrario y solo con fines descriptivos (registro e inventario), ya que se establece un gradiente ambiental, regulado por un delicado balance entre la humedad aprovechable y la temperatura, variables con

una fuerte determinación del desarrollo biológico. Así, este límite arbitrario se puede establecer según varios criterios, asociados o no entre ellos; estos son: a) sobre el nivel (piso) de las cactáceas columnares, b) con el establecimiento de formaciones arborescentes de *Polylepis rugulosa* (región de Arica y Parinacota), c) formaciones de arbustos resinosos (tolar "negro" y/o "verde") o d) formaciones puras o mixtas dominadas por herbáceas en "champs".

Este ambiente, marcado por una fuerte restricción térmica, producto de las elevaciones en las que se enmarca, determina la fisonomía de la vegetación presente, la cual responde directamente, evidenciando un mayor desarrollo en posiciones más cálidas y protegidas. Al efecto temperatura, se suma el efecto de las precipitaciones líquidas, las cuales normalmente ocurren en el periodo estival, a inicios de la breve temporada de crecimiento, estableciendo un gradiente de mayor a menor humedad de norte a sur, limitando el desarrollo y estableciendo una marcada diferenciación en la composición de especies dominantes. Así, en una gradiente norte (regiones de Arica y Parinacota y Tarapacá), con mayores precipitaciones, a sur (regiones de Antofagasta y Atacama) es posible reconocer variantes fisionómicas y florísticas.

Estepa altoandina altiplánica

Caracterizada por un mejor balance hídrico, producto de mayores precipitaciones, se desarrolla desde el límite norte, en la región de Arica y Parinacota hasta la parte norte de la región de Tarapacá (cuencas de Isluga y Cariquima). La porción altiplánica está caracterizada por pajonales de *Festuca orthophylla* (paja brava o "iru ichu") en las posiciones más cálidas, los que normalmente están acompañados por arbustos bajos de *Parastrephia quadrangularis* ("tola" o "ñaca tola"). En posiciones frías (laderas de umbría o en mayores elevaciones en los cordones de cerros emergentes) estos pajonales están dominados por *Deyeuxia deserticola* o *Festuca chrysophylla* (ambas denominadas indistintamente como "k'eiru ichu" o paja amarilla). En menores elevaciones, especialmente en la vertiente occidental del cordón montañoso que cierra al altiplano por el oeste, en laderas que miran hacia el océano Pacífico, estos pajonales son dominados por *Stipa* (=Jarava) *leptostachya* y/o *Festuca rigidifolia*, acompañados por arbustos de *Baccharis incarum* ("tola").

En laderas rocosas cálidas, principalmente aquellas que miran hacia el norte y/o al oeste, se establece una formación dominada por la especie arbórea, *Polylepis tarapacana* ("k'eñoa", "queñoa"), la cual, actualmente, es difícil de encontrar en su porte natural, producto de una extensa e intensa historia de utilización, dado que es la única fuente de material leñoso constructivo en el área. Asociada a estas formaciones arborescentes, de por sí bastante diversas relativamente, o bien solitaria, es posible encontrar, especialmente en las mayores elevaciones, los montículos característicos de *Azorella compacta* (llareta), especie herbácea muy resinosa y compacta, cuya historia de utilización fue un poco más drástica que en el

caso de la "k'eñoa", ya que por sus características de material combustible con alto poder calorífico fue intensamente explotada con fines metalúrgicos.

A menor elevación, en la transición al desierto de Atacama, se desarrolla una franja (a 3.500-4.000 m de altitud) de vegetación, favorecida por un mejor balance térmico, con una alta diversidad de cuadros fisonómicos y una mayor riqueza de especies, destacando los bosques de *Polylepis rugulosa* (*k'eñoa*) y matorrales de variadas especies, entre las que destacan *Fabiana stephanii*, *Balbisia microphylla*, *Chuquiraga kuschelii*, diversas especies del género *Senecio*, acompañados por cactáceas (*Corryocactus brevistylus*, *Ayrampoa ayrampo*, *Ayrampoa chilensis*, *Oreocereus leucotrichus*, *Oreocereus australis*, *Neowerdermannia chilensis*, *Maihueiopsis spp.*) y especies herbáceas de los géneros *Stipa* (=Jarava), *Nassella*, *Tarasa*, *Tagetes*, entre otras.

Una de las formaciones características de este ambiente, es la vegetación azonal hídrica, la cual además de su particular fisonomía, presenta una estructura y composición que le es propia. Con una alta importancia funcional en los sistemas biológicos y culturales del área, estos sistemas de vegetación y su desarrollo responden directamente a las variables hídricas (cantidad y calidad química de las aguas), siendo en su mayoría

Tabla 9. Especies de la vegetación zonal de la estepa altoandina altiplánica

Representativas	<i>Festuca orthophylla</i> <i>Parastrephia quadrangularis</i> <i>Deyeuxia deserticola</i> <i>Festuca chrysophylla</i> <i>Festuca rigidifolia</i> <i>Stipa</i> (=Jarava) <i>leptostachya</i> <i>Polylepis tarapacana</i> <i>Polylepis rugulosa</i> <i>Azorella compacta</i>
Singulares	<i>Polylepis rugulosa</i> <i>Fabiana stephanii</i> <i>Chuquiraga kuschelii</i> <i>Diplostephium cinereum</i> <i>Oreocereus australis</i>
Con problemas de conservación	<i>Polylepis rugulosa</i> (en peligro; 3er proceso) <i>Polylepis tarapacana</i> (vulnerable; 3er proceso) <i>Azorella compacta</i> (vulnerable; 3er proceso) <i>Neowerdermannia chilensis</i> (en peligro; 8° proceso) <i>Oreocereus australis</i> (en peligro; 8° proceso) <i>Bomarea dulcis</i> (en peligro y rara; 2° proceso) <i>Bomarea involucrosa</i> (en peligro y rara; 2° proceso) <i>Solanum lycopersicoides</i> (en peligro y rara; 3er proceso)
Significativas	<i>Azorella compacta</i> (medicinal) <i>Diplostephium cinereum</i> (ceremonial)



El ecosistema de matorral desértico mediterráneo costero alberga muchas especies de fauna entre las que destaca el guanaco (*Lama guanicoe*). Desierto de Atacama. Foto: Jorge Herreros.

manejados por los grupos humanos que se establecen en su entorno, empleándolos como fuente de alimentación para el ganado doméstico, complementaria de aquella proveniente de los terrenos de pastoreo establecidos en la vegetación natural. Para la estepa altiplánica de Parinacota se reconoce la presencia de diferentes fisonomías en este tipo de vegetación, que incluye a bofedales, vegas, pajonales hídricos, tolares hídricos

y llaretillares hídricos, los cuales presentan características propias dadas las condiciones de los recursos hídricos locales.

Estepa altoandina subdesértica

A partir de la cuenca media de Coipasa (río Isluga) hasta la cuenca superior del río Loa (alto Loa), al sur de la estepa altoandina altiplánica (Parinacota), esta vegetación, se vuelve un poco más árida y comienza a simplificar su estructura, presentando una menor variación de especies dominantes con lo cual su fisonomía se vuelve más homogénea e incluso desaparecen algunos de los cuadros fisonómicos de más al norte.

Así los pajonales normalmente están dominados por *Festuca chrysophylla* disminuyendo notoriamente la presencia de *Festuca orthophylla*, especialmente en exposiciones de umbría y a mayor elevación, mientras que en las exposiciones de solana, con mejor balance térmico pero con menor humedad aparece como dominante *Stipa* (=Jarava) *frigida*. Los tolares continúan dominados por *Parastrephia quadrangularis*, pero comienza a ser más frecuente en la depresión altiplánica la presencia de *Baccharis incarum*, que hacia el norte estaba segregado hacia la vertiente occidental del altiplano. Los bosques de *Polylepis tarapacana* presentan menor diversidad de especies lo mismo que los llaretales de *Azorella compacta*, los cuales, en las mayores elevaciones, solo van acompañados por grandes cojines planos y poco densos de *Pycnophyllum molle* de color amarillo claro con un claro contraste con el verde intenso de la llareta. Una de las características significativas es la desaparición de las formaciones boscosas de *Polylepis rugulosa* en el límite con el desierto de Atacama,

Tabla 10. Especies de la vegetación azonal hídrica de la estepa altoandina altiplánica

Representativas	<i>Oxychloë andina</i>
	<i>Distichia muscoides</i>
	<i>Carex maritima</i>
	<i>Phylloscirpus deserticola</i>
	<i>Lobelia oligophylla</i>
	<i>Werneria pygmaea</i>
	<i>Deyeuxia chrysantha</i>
	<i>Deyeuxia eminens</i>
	<i>Deyeuxia curvula</i>
	<i>Distichlis humilis</i>
	<i>Parastrephia lucida</i>
	<i>Parastrephia lepidophylla</i>
	<i>Frankenia triandra</i>
	<i>Sarcocornia pulvinata</i>
Singulares	<i>Distichia filamentosa</i>
	<i>Zameioscirpus muticus</i>
Con problemas de conservación	<i>Aa</i> (=Myrosmodes) <i>nervosa</i> (vulnerable; 6° proceso)
Significativas	<i>Aa</i> (=Myrosmodes) <i>nervosa</i> (alimentaria)
	<i>Hypochaeris</i> spp. (alimentarias)

permaneciendo solo formaciones arbustivas en donde varias de las especies dominantes también cambian; así *Fabiana stephanii* es reemplazada por *F. ramulosa* y *Chuquiraga kus-chelii* por *C. atacamensis*, se mantiene *Balbisia microphylla* y, además de las especies de *Senecio* y *Adesmia*, gana relevancia *Diplostephium meyenii*. Una de las particularidades de esta zona es la notoria disminución de la elevación promedio de la meseta altiplánica, bajo los 4000 m, lo cual posibilita el establecimiento de formaciones de especies más típicas del desierto andino, especialmente en los márgenes del salar de Coipasa (Isluga-Colchane-Cariquima) en el límite con Bolivia; así es posible observar puntualmente en las laderas formaciones de "cardones" gigantes (*Trichocereus sp.*) y en arenales cercanos a Colchane, matorrales de *Aloysia* (= *Acantholippia*) *deserticola* (rica-rica), ambas formaciones típicas del desierto andino de la provincia de El Loa.

Tabla 11. Especies de la vegetación zonal de la estepa altoandina subdesértica

Representativas	<i>Festuca chrysophylla</i> <i>Stipa frigida</i> <i>Parastrephia quadrangularis</i> <i>Polylepis tarapacana</i> <i>Azorella compacta</i> <i>Baccharis incarum</i> <i>Pycnophyllum molle</i>
Singulares	<i>Chuquiraga atacamensis</i> <i>Lobivia longispina</i> <i>Maihueiopsis nigrispina</i> <i>Parastrephia teretiuscula</i>
Con problemas de conservación	<i>Polylepis tarapacana</i> (vulnerable; 3er proceso) <i>Azorella compacta</i> (vulnerable; 3er proceso)
Significativas	<i>Azorella compacta</i> (medicinal) <i>Diplostephium cinereum</i> (ceremonial)

Tabla 12. Especies de la vegetación azonal hídrica de la estepa altoandina subdesértica

Representativas	<i>Zameioscirpus atacamensis</i> <i>Oxychloë andina</i> <i>Carex maritima</i> <i>Phylloscirpus deserticola</i> <i>Lobelia oligophylla</i> <i>Werneria pygmaea</i> <i>Deyeuxia eminens</i> <i>Deyeuxia curvula</i> <i>Distichlis humilis</i> <i>Parastrephia lucida</i> <i>Frankenia triandra</i> <i>Sarcocornia pulvinata</i>
Singulares	-----
Con problemas de conservación	<i>Aa</i> (= <i>Myrosmodos</i>) <i>nervosa</i> (vulnerable; 6° proceso)
Significativas	<i>Aa</i> (= <i>Myrosmodos</i>) <i>nervosa</i> (alimentaria) <i>Hypochaeris spp.</i> (alimentarias)

Por su parte, los sistemas de vegetación azonal hídrica, producto de una menor calidad química de las aguas, disminuyen en diversidad y cambian en composición, siendo frecuentes las fases salinas de cada tipo vegetacional, especialmente en los márgenes de los salares de altura.

Estepa sub desértica de la puna de Atacama

Desde la cuenca del Salar de San Pedro de Atacama, en las alturas del cordón andino, tanto hacia el oeste como hacia el este, hasta el sistema del Volcán Socompa, la vegetación disminuye aún más y simplifica su estructura de modo que prácticamente se presenta en una sola fisonomía de pajonal con arbustos escasos especialmente en sectores rocosos. En esta área ya no se encuentran formaciones de *Polylepis tarapacana*, mientras que *Azorella compacta* solo se desarrolla puntualmente en las laderas del volcán Licancabur y cerrillos rocosos cercanos, estableciéndose aquí su límite de distribución sur en el país.

Tabla 13. Especies de vegetación zonal de la estepa subdesértica de la puna de Atacama

Representativas	<i>Stipa frigida</i> <i>Festuca chrysophylla</i> <i>Baccharis tola</i> <i>Parastrephia quadrangularis</i> <i>Adesmia horrida</i> <i>Senecio puchii</i> <i>Mulinum crassifolium</i>
Singulares	<i>Mulinum crassifolium</i> <i>Maihueiopsis conoidea</i>
Con problemas de conservación	<i>Azorella compacta</i> (vulnerable; 3er proceso)
Significativas	<i>Azorella compacta</i> (medicinal)

Tabla 14. Especies de la vegetación azonal hídrica de la estepa subdesértica de la puna de Atacama

Representativas	<i>Zameioscirpus atacamensis</i> <i>Festuca deserticola</i> <i>Carex maritima</i> <i>Triglochin concinna</i> <i>Deyeuxia curvula</i> <i>Distichlis humilis</i> <i>Parastrephia lucida</i> <i>Frankenia triandra</i> <i>Deyeuxia eminens</i>
Singulares	-----
Con problemas de conservación	-----
Significativas	-----

La principal especie dominante de los pajonales es *Stipa frigida* y ocasionalmente, en posiciones más cálidas y suelos profundos, *Festuca chrysophylla*, acompañadas o no por *Parastrephia quadrangularis* y/o *Mulinum crassifolium* en las mayores elevaciones y especies de *Senecio* y *Adesmia* en sectores localizados. Los humedales de altura están dominados casi en su totalidad por *Zameioscirpus atacamensis* y *Festuca*



Desierto absoluto de la costa de Arica. Foto: Jorge Herreros.

deserticola, solo puntualmente es posible encontrar bofedales de *Oxychloë* andina. Una de las características fisonómicas relevantes es la mayor participación de sectores desprovistos de vegetación, como también la presencia de cuencas endorreicas en cuyas partes más bajas se establecen humedales del tipo salares.

Estepa desértica de los salares andinos

Desde el Volcán Socompa al sur, hasta donde se acaba la meseta altiplánica e inicia la cuenca del río Copiapó, incluyendo el desierto andino del Ojos del Salado, la vegetación se hace muy escasa, dominando el paisaje un desierto frío de altura, el cual es interrumpido en sectores puntuales, generalmente laderas soleadas de sustratos profundos, en donde es posible encontrar cuadros de vegetación arbustiva de *Fabiana bryoides*, *Adesmia echinus*, *Adesmia aegiceras* o pajonales de la herbácea *Stipa frigida*. Una de las características notables de esta área, además de la rigurosidad climática extrema dentro de la ecorregión, es su configuración en numerosas cuencas endorreicas, cada una con un salar en su parte inferior, lo cual, en gran medida determina su nombre. Corresponde a la porción menos diversa y con menores sectores vegetados, los cuales recién vuelven a tener representación cartográfica en las laderas que cierran el Salar de Maricunga por el oeste.

Tabla 15. Especies de la vegetación zonal de la estepa desértica de los salares andinos

Representativas	<i>Stipa frigida</i> <i>Adesmia aegiceras</i> <i>Adesmia echinus</i> <i>Senecio oreophyton</i> <i>Fabiana bryoides</i>
Singulares	<i>Senecio oreophyton</i> <i>Fabiana bryoides</i>
Con problemas de conservación	-----
Significativas	<i>Senecio oreophyton</i> (medicinal)

Tabla 16. Especies de la vegetación azonal hídrica de la estepa desértica de los salares andinos

Representativas	<i>Zameioscirpus atacamensis</i> <i>Triglochin concinna</i> <i>Deyeuxia curvula</i> <i>Puccinellia frigida</i> <i>Oxychloë andina</i>
Singulares	-----
Con problemas de conservación	-----
Significativas	-----

5.1.3 EL HOTSPOT CHILENO, PRIORIDAD MUNDIAL PARA LA CONSERVACIÓN

Mary T. K. Arroyo, Pablo Marquet, Clodomiro Marticorena, Javier Simonetti, Lohengrin Cavieres, Francisco Squeo, Ricardo Rozzi Y Francisca Massardo

Los hotspot o “puntos calientes” de biodiversidad, con prioridad de conservación, se definen como regiones donde se concentra un mínimo de 1.500 especies de plantas vasculares endémicas —equivalente al 0,5% del total de plantas vasculares en el mundo—, una alta proporción de vertebrados endémicos, y en donde el hábitat original ha sido fuertemente impactado por las acciones del hombre (Myers et al., 2000). A la fecha se han definido 34 hotspot, que reúnen dichas características (Mittermeier et al., 2004), entre los cuales se encuentra el hotspot llamado “Chilean winter rainfall-Valdivian forests”, ubicado principalmente en Chile. El hotspot chileno, según su definición actual (Arroyo et al., 2004), se extiende desde la costa del Pacífico hasta las cumbres andinas entre los 25 y 47°S, incluyendo la estrecha franja costera entre los 25 y 19°S, más las islas de Juan Fernández, y una pequeña área de bosques adyacentes de Argentina. Incluye Chile central y el Norte Chico, ambos con lluvias de invierno, y parte del sur de Chile (IX hasta parte de la XI Región) con lluvias de verano e invierno. Definido de esta manera, el hotspot chileno, desde sur a norte, incluye los bosques lluviosos tipos Norpatagónico y Valdiviano, bosques deciduos dominados por varias especies de *Nothofagus* (*N. obliqua*, *N. alessandri*, *N. macrocarpa*); el bosque esclerófilo típico y matorrales del área de clima mediterráneo de Chile central; los desiertos de lluvia de invierno del Norte Chico; y la flora altoandina que se desarrolla por sobre la línea arbórea o su equivalente fitogeográfico en la cordillera de los Andes y en la cordillera de la Costa (Hoffmann et al., 1988). La gran diversidad de especies y taxa superiores y altos niveles de endemismo en el hotspot chileno, se debe a su posición intersticial entre dos principales regiones florísticas y faunísticas: las provincias Neotropical y antigua Gondwana, sumado a su carácter insular (Arroyo et al., 1996a; Villagrán & Hinojosa, 1997; Armesto et al., 1998). Este último es producto de su fuerte aislamiento geográfico del resto del continente sudamericano por la cordillera de los Andes y del norte del país por el desierto de Atacama.

En cuanto a plantas vasculares, el hotspot chileno contiene un total de 3.893 especies nativas. Un 50,3%, considerando todos los hábitat representados en el área, alberga 1.284 especies de plantas vasculares. El hábitat de bosque per se, sin embargo, es pobre en especies, con probablemente menos de 500 especies en, o bajo, el dosel (Arroyo et al., 1996). Al parecer, el número de taxa que se encuentra totalmente restringido a estos dos tipos de bosque —es decir taxa endémicos a la formación propiamente tal—, es pequeño (<100), puesto que la mayoría de las especies se registran también en otros tipos de vegetación de la zona y de Chile central. Parte de esta problemática reside en la dificultad para definir los límites del

bosque lluvioso; es decir, con límites más precisos, es probable que este valor de endemismo para los bosques aumente. Chile central y el Norte Chico en conjunto albergan un total de 3.539 especies de plantas vasculares nativas, de las cuales 1.769 (50%) son endémicas a esta región del país. La flora de las islas de Juan Fernández está compuesta de 200 especies de plantas vasculares nativas (Marticorena et al., 1998), a las que deben agregarse más de 200 especies introducidas, muchas de las cuales son nativas de Chile continental. El aislamiento de estas islas oceánicas genera un alto endemismo en su flora nativa, que alcanza un 62%.

Un aspecto destacable del hotspot chileno es el número elevado de géneros y familias endémicos de plantas, situación que se repite en varios grupos de vertebrados. En cuanto a géneros de plantas, se puede citar *Aextoxicon*, *Fitzroya*, *Pitavia*, *Gomortega*, *Peumus*, *Sarmienta*, *Lapageria*, *Philesia*, *Zephyra*, *Placea*, *Tecophilaea*, *Copiapoa*. A estos deben agregarse los géneros endémicos de las islas de Juan Fernández *Juania*, *Cumingia*, *Selkerkia*, *Dendroseris*, (Stuessy et al., 1992). Las familias *Aextoxicaceae*, *Gomortegaceae* y *Lactoridaceae* están restringidas en su distribución al hotspot. Si bien el número de especies de plantas endémicas no es alto en los bosques lluviosos estos se caracterizan por un notable número de géneros de plantas endémicas y/o monotípicos, con un tercio de todos los géneros de plantas leñosas endémicas del área general del hotspot (Arroyo et al. 1966). Finalmente, el hotspot contiene géneros de plantas importantes para nuestra comprensión de la evolución de las angiospermas: por ejemplo, la presencia de miembros primitivos de la familia *Asteraceae* (por ejemplo *Dasyphyllum*) y representantes de la familia endémica de los Andes, *Calyceraceae* (por ejemplo *Moschopsis*), considerados como remanentes de la ancestral Alianza “sunflower” que evolucionó al este de Gondwana (Bremer & Gustafsson, 1997).

Si bien la diversidad de vertebrados en el hotspot chileno es comparativamente baja, su endemismo puede ser notablemente alto, particularmente entre reptiles y anfibios (Simonetti, 1999). Un 67% (29 especies) de las 43 especies de anfibios que habitan el hotspot son endémicas. Estas especies endémicas se encuentran principalmente en Chile central. Además, cinco de los 12 géneros presentes son endémicos: *Telmatobufo*, con tres especies; *Rhinoderma*, con dos especies; *Insuetophrynus*, *Caudiverbera* e *Hylorina*, cada uno con una única especie. Por otra parte, a nivel mundial este es uno de los pocos hotspots con una familia de anfibios endémicos: *Rhinodermatidae*. Esta familia incluye a la ranita de Darwin (*Rhinoderma darwini*) y la ranita de Darwin chilena (*Rhinoderma rufum*), que constituyen especies emblemáticas para esta región. Ambas especies están amenazadas y presentan historias de vida muy inusuales: una vez que eclosionan los renacuajos de la ranita de Darwin chilena, son tomados por los machos quienes los mantienen en su cavidad bucal para transportarlos luego hacia el agua, donde completan su metamorfosis. Entre los reptiles, 27 especies (66%) de las 41 conocidas para este hotspot son endémicas. Las lagartijas del género *Liolaemus* representan 30 de las



Ecosistema matorral bajo desértico tropical andino, Río San Pedro, Región de Antofagasta. Foto: Flavio Camus.



especies de este grupo, con 19 especies endémicas al hotspot, una radiación evolutiva extraordinaria.

La diversidad de mamíferos de Chile central es relativamente baja, con sólo 64 especies, 13 de ellas (20%) endémicas. Sin embargo, a nivel genérico, el endemismo es significativo, abarcando no menos que cinco géneros: tres géneros de roedores; *Octodon* con tres especies de degus; y los géneros monoespecíficos *Spalacopus* con el coruro (*S. cyanus*) e *Irenomys* con el ratón arbóreo (*I. tarsalis*); dos géneros de marsupiales, la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) y el monito del monte (*Dromiciops gliroides*). Esta última especie es del único género de una familia endémica (Microbiotheridae) que habita desde el bosque maulino al sur de Chiloé, Chile centro-sur y en las laderas este de la cordillera de los Andes en el sector de Bariloche, en el borde argentino (Saavedra & Simonetti, 2001). Uno de los mamíferos endémicos mejor conocidos de este hotspot es la chinchilla (*Chinchilla lanigera*), un roedor amenazado y muy singular debido a que posee el pelaje más denso que se conoce para los mamíferos terrestres del mundo. Otro mamífero relevante es el zorro de Darwin (*Pseudalopex fulvipes*), una especie de cánido para la que se conocen sólo dos poblaciones: una en los bosques de la Isla Grande de Chiloé y otra en la cordillera de La Costa en el Parque Nacional Nahuelbuta (VIII Región).

Hay alrededor de 226 especies de aves en el hotspot; de las cuales sólo doce son endémicas. Sin embargo el hotspot tiene dos géneros endémicos de aves: *Sephanoides* y *Sylviorthorhynchus*. El primero está representado por el picaflor chico de continente (*S. galeritus*) y el picaflor de Juan Fernández (*S. fernandensis*), que constituye la especie de ave más críticamente amenazada en Chile, confinada a las islas de Juan Fernández. El segundo género es monotípico e incluye al colilarga (*S. desmursii*), restringido a los bosques templados del centro-sur de Chile.

La fauna de peces del hotspot es bastante reducida, con sólo 43 especies nativas, pero con la notable presencia de dos familias endémicas, los bagres de montaña (Nematogenyidae) y las percas (Perciliidae). Aunque la mayoría de las especies pertenece a los grandes grupos de peces endémicos de Sudamérica, cerca del 20% son relictos de grupos del Gondwana y están compartidos con el sur de África, Australia y Nueva Zelanda.

Las amenazas a la biodiversidad del hotspot chileno son la degradación del hábitat original, la expansión de las plantaciones forestales en Chile central, los incendios forestales, el sobrepastoreo, la dispersión de especies exóticas y la



*Remanentes del ecosistema bosque esclerófilo mediterráneo andino de quillay (*Quillaja saponaria* y litre (*Lithrea caustica*) en Coltauco, Región del Libertador Bernardo O'Higgins. Foto: Jorge Herreros.*

comercialización de especies nativas (Armesto et al., 1998; Arroyo et al., 2000). En este momento, estas amenazas son fuertes, al ser Chile un país de crecimiento rápido y una de las economías más agresivas de América Latina, manteniendo una fuerte dependencia de sus recursos naturales. Las plantaciones forestales, la agricultura, las praderas y las zonas urbanas en conjunto ocupan el 16,5% (72.000 km) del área total del hotspot, porcentaje que se eleva a un 58% en la zona sur del área mediterránea (VIII Región). En adición a estos tipos de uso intensivo, vastas extensiones de prácticamente todos los tipos de vegetación del hotspot, incluyendo los hábitats alto-andinos, han sido afectados de alguna manera por actividades humanas (pastoreo, quemadas, extracción, actividades de la minería). Con respecto a la protección de la biodiversidad del hotspot, cerca del 19% del territorio de Chile continental está actualmente protegido (Arroyo & Cavieres, 1997). Sin embargo, menos del 5% de Chile central y Norte Chico está bajo protección (Arroyo & Cavieres, 1997; Squeo et al., 2001). El nivel de protección de los bosques valdiviano/ patagónicos es mejor, con un 26,9% de su área total protegida (Muñoz-Schick et al., 1966; CONAF-CONAMA-BIRF, 1999). El archipiélago Juan Fernández constituye un Parque Nacional.

Es urgente desarrollar una estrategia de conservación integrada para salvar la biodiversidad del hotspot chileno. En Chile central, donde la situación es más crítica, debería enfatizarse la conservación de las especies amenazadas, la restauración de la vegetación nativa en áreas de plantación para crear corredores biológicos, la inclusión de áreas de protección, aunque sean pequeñas, en todos los proyectos de desarrollo en la franja costera, donde abundan especies endémicas de plantas, la creación de incentivos para la conservación privada, el establecimiento de jardines botánicos, la estimulación de la conservación de matrices semi-naturales fuera de las áreas protegidas y el control de las especies invasoras (Arroyo et al., 2000; Simonetti et al., 2002). Estudios en curso de las áreas protegidas sugieren que especies de plantas vasculares de Chile central no están presentes en ningún área protegida nacional, mientras que los análisis de riqueza de especies y niveles de endemismo en áreas protegidas particulares, llevan a la conclusión que los parques varían en su eficiencia en términos de capacidad para proteger la biodiversidad (Arroyo et al., 2002). Sin duda, la colaboración entre el gobierno, el sector privado y la sociedad civil será esencial para mantener la biodiversidad única de este hotspot mundial.



DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

5.2 ECOSISTEMAS MARINOS

5.2.1 ECOSISTEMAS MARINOS

José M. Fariña, Paulina G. Ossa, Sabina Mesa-Campbell y J.C. Castilla

En la caracterización de un ecosistema, entendido como la entidad que involucra las interrelaciones entre componentes bióticos y abióticos en la naturaleza (Tansley, 1935), necesariamente confluyen y se complementan una serie de elementos. Dadas las características de la costa de Chile, para describir los ecosistemas marinos de nuestro país, es necesario considerar al menos cuatro elementos principales: la topografía, el clima, la oceanografía y la flora y fauna. Actualmente existen las siguientes descripciones de estos elementos: Santelices (1991), Castilla et al. (1993) y Figueroa (2002) entregan un resumen de las características topográficas, geológicas y climáticas. Ahumada y otros (Bernal & Ahumada, 1985; Ahumada et al., 2000) así como Montencino et al. (2005) han hecho un gran esfuerzo de síntesis para describir las características oceanográficas, mientras que una serie de otros autores (entre otros, Castilla, 1979; Brattström & Johanssen, 1983; Fernández et al., 2000; Camus, 2001) se han abocado a la descripción y discusión de los patrones de distribución y las características principales de la flora y fauna marina de nuestras costas. En el presente

capítulo se resume la información entregada en los trabajos antes mencionados y se presenta una síntesis de las características principales de los ecosistemas marinos de Chile.

TOPOGRAFÍA, GEOGRAFÍA Y CLIMA

Chile continental, ubicado en el extremo sudoeste de Sudamérica se extiende desde la región tropical (18°S) a la subantártica (56°S). Más del 80 por ciento de la superficie del país se encuentra sobre los Andes y desde el este al oeste es posible distinguir cuatro formaciones mayores: los Andes, la Depresión Intermedia, la cordillera de la Costa y las Terrazas Costeras. Dentro de Chile es posible encontrar diferentes tipos de climas: desierto en el norte, polar en el sur y mediterráneo, estepa y tundra entre ambos extremos. La principal variación en clima ocurre con la latitud, pero sin embargo hay variaciones importantes que ocurren a través de gradientes altitudinales. Las precipitaciones fluctúan desde pocos milímetros al año en el norte a más 4.500 mm en el sur, con promedios alrededor de 350 mm en la zona central. La temperatura anual promedio fluctúa desde los 18 °C en el norte a 5 °C en el sur, con notables variaciones cercanas a los 20 °C entre el día y la noche.

Considerando la temperatura, precipitaciones y los vientos la costa de Chile ha sido dividida en tres zonas (Brattström & Johanssen, 1983):

1) Desde Arica a Coquimbo (18°S a 30°S) la llamada "Zona Seca" corresponde a un desierto costero con temperaturas estables más bajas que en latitudes similares. Las temperaturas promedio en esta zona fluctúan entre 22 y 18 °C en el verano y entre 17 a 12,6 °C en invierno, con amplias fluctuaciones día-noche. Todos los meses son secos con ausencia, o presencia muy ocasional, de precipitaciones pero con una alta incidencia de neblina especialmente en invierno. En esta zona se encuentran los mayores niveles de radiación solar del país (y del continente), especialmente desde octubre hasta abril. Los vientos del noreste son comunes durante el verano y los del sur y sudoeste durante el invierno.

2) Coquimbo a isla Mocha (30°S a 38°S) la llamada "Zona Templada" presenta temperaturas que fluctúan entre 20 a 15 °C en verano y entre 13 a 10 °C en invierno. Las precipitaciones promedio anuales se incrementan desde cerca de 110 mm en Coquimbo a 760 mm en Talcahuano. Dentro de esta zona Viviani (1979) ha descrito una zona de "Transición Subtropical" entre los 35°S y 38°S, en la cual los vientos del sudoeste son secos y dominantes durante el verano y los del NW entregan precipitaciones y son más comunes en invierno.

3) Isla Mocha al cabo de Hornos (38°S a 56°S) corresponde a la denominada "Zona Lluviosa y Patagónica". La temperatura promedio anual disminuye drásticamente desde 12,5 °C encontrados a 38°S hasta 5,4 °C en el cabo de Hornos. Las lluvias son abundantes con promedios que varían entre 1.871 mm cerca de la ciudad de Valdivia a 5.090 mm en la entrada oeste del Estrecho de Magallanes. Vientos del oeste extremadamente intensos dominan en esta zona, especialmente durante el verano.

La costa de Chile corre linealmente a lo largo de casi 4.200 kilómetros y topográficamente puede ser dividida en dos regiones principales: norte, y sur de la isla de Chiloé (41°29'S). En la región norte, de cerca de 2.600 kilómetros de extensión, la costa es principalmente expuesta al oleaje con grandes profundidades y cañones submarinos, esta región presenta pocas islas y escasas bahías protegidas. La región sur corre linealmente a lo largo de 1.600 kilómetros y se caracteriza por una morfología intrincada con centenas de islas y fiordos generando una línea de costa de más de 90 mil kilómetros. En esta región la plataforma continental es relativamente somera y más amplia que en la zona norte, formando varias bahías protegidas.

La topografía y el clima diferencian varios tipos de hábitat marinos a lo largo de la costa de Chile (Santelices, 1991; Castilla et al., 1993; Figueroa, 2002). El borde costero entre Arica (18°20'S) y el sur de Antofagasta (25°S), está formado por rocas volcánicas Jurásicas y Cretácicas con intrusiones sedimentarias elevadas durante el Cuaternario. En esta área la estación de lluvias se restringe a pocas semanas cada

verano con lluvias intensas en los Andes, menos intensas en la Depresión Intermedia y de limitada importancia en la costa. Con la excepción del estrecho y poco profundo río Loa (de caudal cercano a los 1.5 to 2 m³ s⁻¹), todos los ríos que se originan en los Andes desaparecen en la depresión intermedia sin alcanzar el mar. El borde costero en esta zona es dominado por acantilados de difícil acceso con un clima desértico y se presenta homogéneamente expuesto al oleaje y a los vientos. Los vientos del sur causan en esta región las surgencias costeras, llevando aguas frías y ricas en nutrientes hacia la superficie. Desde el sur de Antofagasta (25°S) hasta Navidad (33°26'S) el borde costero está compuesto primariamente por rocas de granito volcánico de menor elevación que en norte dando paso a terrazas marinas más extendidas. El borde costero mayoritariamente rocoso es interrumpido por escasas playas de arena y, hacia el sur de los 27°S, por un número creciente de estuarios y ríos que llevan hasta el mar el agua proveniente de los derretimientos de nieve desde los Andes. La dirección de los vientos costeros cambia estacionalmente, prevaleciendo los del sudoeste en el verano y los del noroeste en el invierno. Desde Navidad (33°26'S) a la isla de Chiloé (41°29'S) la costa se compone de lozas precámbricas metamórficas de baja elevación que se traduce en terrazas extendidas. Varios ríos llegan a la costas trayendo agua proveniente tanto del derretimiento de la nieve en Los Andes como de las lluvias, las cuales se vuelven muy abundantes hacia el sur tanto en tierra como sobre el mar. Dichos movimientos de agua agregan grandes cantidades de sedimento y materiales origen terrestre a la zona costera. Además de las formaciones rocosas; un mayor número de playas de arena, varios estuarios importantes y varios humedales pueden ser encontrados en esta zona del país. Al sur de la isla de Chiloé (41°29'S) la morfología de la costa corresponde típicamente al patrón erosionado tectónico de los fiordos con despoblados glaciados y no-glaciados. Aquí el mar cubre la depresión intermedia. Entre los 40° y 48° sur numerosos ríos llevan la abundante agua proveniente de la lluvia hasta el mar; mientras que entre los 48° y 52° sur algunos grandes fiordos con glaciares provenientes de los hielos patagónicos norte y sur alcanzan el mar; los volúmenes de agua que bajan por las morrenas de dichos fiordos modifican substancialmente los regímenes de salinidad. Entre la línea costera y el mar abierto una serie de islas protegen del oleaje oceánico, formando canales protegidos, los cuales normalmente son usados para navegación costera.

Las características topográficas presentes de las costas y las condiciones de océano frío serían resultado de una cadena de procesos que se iniciaron en el Oligoceno con la apertura del paso Drake y con el origen del sistema de la corriente de Humboldt (Brundin, 1989). Luego, durante el Cuaternario cuando ocurrió la orogénesis de los Andes y los eventos de levantamiento costero que tuvieron importantes efectos sobre la topografía de la costa, ocurrieron cambios notables en el nivel del mar y en su temperatura. Aparentemente, las condiciones oceánicas sólo se estabilizaron durante el período Holoceno, y por lo tanto, las condiciones frías actuales y los patrones



Las algas pardas son especies claves como estructuradoras de la zona intermareal rocosa. Ecosistema litoral de la ecorregión Chile central, Punta Lobos, Pichilemu, Región del Libertador Bernardo O'Higgins. Foto: Jorge Herreros.



biológicos de gran escala podrían ser de origen bastante reciente (Camus, 1990).

OCEANOGRAFÍA

Una serie de trabajos han sintetizado las principales corrientes que ocurren en la costa de nuestro país (Castilla et al., 1993; Ahumada et al., 2000; Montencino et al., 2005). En la figura 1 se entrega una síntesis de dichas descripciones reconociéndose ocho corrientes principales (para cada corriente se entrega el número entre paréntesis). La corriente superficial de Deriva de los Vientos del Oeste (#1) alcanza la costa de Sudamérica cerca de los 45°S dividiéndose a la altura de los 80-90°W en dos ramas que fluyen en direcciones opuestas. La rama que se desvía hacia el sur se denomina corriente del cabo de Hornos (#2) y sigue el contorno más austral de Chile proyectándose a través del Paso de Drake. La rama que se proyecta hacia el norte, es la rama oceánica de Humboldt (#3), que fluye a 300 o 400 kilómetros mar adentro, a lo largo de la costa oeste de Sudamérica hasta los 4°27'S en el extremo norte de Perú y luego se desvía hacia el noroeste a través del Océano Pacífico. A la altura de los 40 a 48°S la corriente del cabo de Hornos genera una rama que fluye hacia el norte que es mantenida por los vientos desde el sur y se denomina rama costera de Humboldt (#4). Cerca de los 10 a 20°S, dependiendo de la estación, la rama costera de Humboldt cambia de dirección y eventualmente se une a la contracorriente del Norte (#5). La contracorriente del Norte fluye hacia el sur entre la rama oceánica de Humboldt y la rama costera de Humboldt como una corriente subsuperficial (a una profundidad de 200 a 400 metros). Más cerca de la costa, sobre la plataforma, y en los

primeros tramos de la pendiente continental corre otra corriente de aguas subsuperficiales, la corriente de Gunther (#6), la cual tiene su origen en aguas ecuatoriales y fluye hacia el sur sobre la llamada Masa de Agua Intermedia. En la zona norte, más hacia la costa la contracorriente Costera Chilena (#7), es superficial. Durante los años con inviernos crudos esta corriente prácticamente desaparece.

El agua cálida al norte del frente Ecuatorial-Tropical (cerca de los 4°S) tiende a fluir hacia el sur sobre las aguas frías pero es frenada por el efecto de los vientos del sur. Cuando dichos vientos se debilitan o son reemplazados por los del norte estas aguas cálidas y de baja salinidad puede penetrar bastante al sur, llegando hasta la zona norte de Chile en lo que se conoce como el fenómeno de El Niño.

Desde los 28°S y a la misma altura de la contracorriente Costera Chilena aparece la corriente Costera Chilena (#8) que fluye superficialmente hacia el norte y alcanza hasta los 23°S. En la contracorriente Chilena, gracias al efecto de los vientos del sur y suroeste se producen surgencias, donde las aguas frías de las profundidades ricas en nutrientes reemplazan a las aguas más cálidas superficiales, produciendo un aumento muy importante en la productividad primaria (Thiel et al., 2007). Las surgencias son más fuertes desde finales del invierno a inicios del verano y más débiles durante las estaciones cálidas y en los años con presencia del fenómeno de El Niño. Las surgencias incluso ocurren al sur de la contracorriente Chilena hasta los 40 a 41°S, cuando la capa superior de la corriente de Gunther alcanza la superficie a la altura dentro de la rama costera de Humboldt.



Ecosistema litoral de la ecorregión Los Molles. Los Molles, Región de Valparaíso. Foto: Jorge Herreros.

De esta forma las corrientes (que fluyen de sur a norte) y contracorrientes (que fluyen de norte a sur) presentes en la zona centro-norte de Chile desde el oeste hacia el este son (figura 1): 1) la rama oceánica de Humboldt (superficial), 2) la contracorriente del Norte (parcialmente subsuperficial), 3) la rama costera de Humboldt (subsuperficial en su porción norte), 4) la corriente de Gunther (subsuperficial), 5) la contracorriente Chilena (superficial), 6) sólo durante algunos períodos la corriente de El Niño (superficial), 7) la corriente Costera Chilena (exclusiva de la zona norte y superficial), 8) la surgencia costera (presente a lo largo de toda la costa pero más acentuada en algunos "centros de surgencia").

Las corrientes marinas transportan masas de agua con distintas características físico-químicas, de manera tal que en ciertos puntos de confluencia de dichas masas se producen las denominadas Convergencias Oceánicas. Usualmente entre las convergencias oceánicas es posible definir "Zonas Oceanográficas" o verdaderas "regiones" que presentan características particulares de temperatura, salinidad y contenido de oxígeno.

En nuestro país la interacción entre las corrientes antes mencionadas definen tres zonas de Convergencia Oceánicas principales (figura 1): a) La Convergencia Subtropical (CST), b) La Convergencia en la Deriva del Oeste (CDO) y la c) Convergencia Antártica (CA). La Convergencia Subtropical es la zona de contacto entre aguas subtropicales cálidas y salinas que dominan la zona entre Arica y Coquimbo con las aguas de la rama oceánica de Humboldt y las aguas subantárticas que dominan entre Coquimbo y la Isla Grande de

Chiloé. Esta convergencia sitúa hacia el norte la zona Norte Subtropical caracterizada por zonas de surgencia costera activa, salinidad variable y marcadas variaciones de temperatura superficial. Hacia el sur esta convergencia define la zona Transicional Central caracterizada por bruscos cambios de temperatura y por el aporte, en su porción sur, de ríos y lluvias que modifican su salinidad. La Convergencia en la Deriva del Oeste corresponde a la zona en la que se produce la bifurcación de la corriente del Humboldt hacia el norte y la corriente del cabo del Hornos hacia el sur y define el límite de la zona Central Transicional con la zona Sur-Subantártica, la cual se caracteriza por un predominio de aguas subantárticas durante todo el año con importante influencias de las aguas continentales en la franja costera, principalmente por aporte de agua dulce y por un flujo permanente de agua hacia el sur. En la Convergencia Antártica, la cual atraviesa en sentido oeste-este por el paso de Drake, confluyen las aguas subantárticas y antárticas separadas por el frente polar (FP). Al sur de esta confluencia se define la zona Antártica que rodea a la península Antártica con una importante influencia de las aguas subyacentes las cuales absorben el calor de los océanos circundantes para luego entregarlo aumentando la temperatura de las masas de aire frío de la Antártica.

FLORA Y FAUNA

Desde el punto de vista biológico, existe una activa discusión sobre las características y límites de los patrones de distribución de la flora y fauna marina de nuestro país (Brattström & Johanssen, 1983; Santelices, 1991; Castilla et al., 1993;

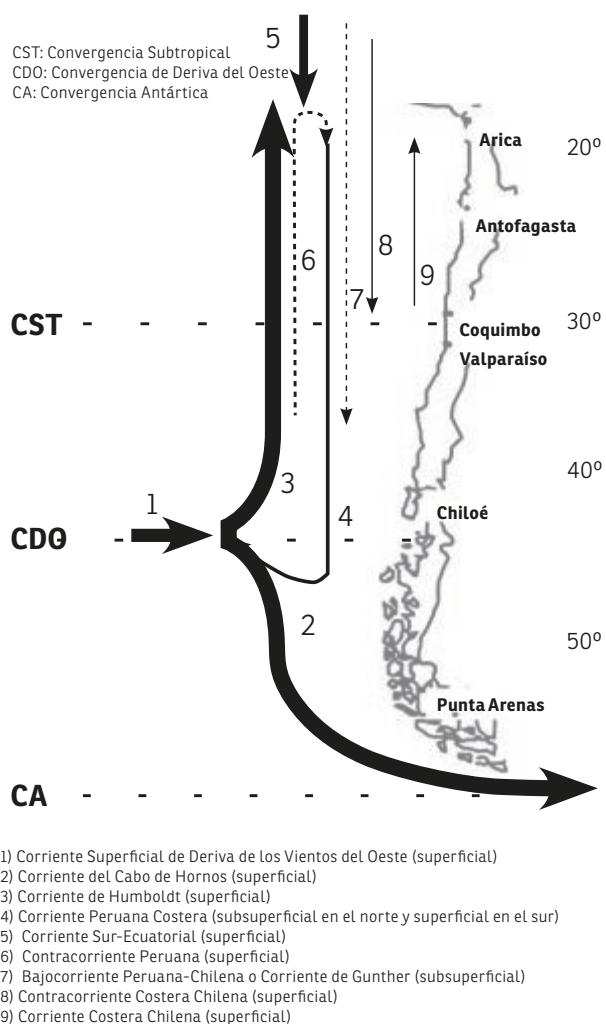


Figura 1: Principales corrientes marinas de nuestra Zona Económica Exclusiva"

Fernández et al., 2000; Camus, 2001). Sin embargo, desde el punto de vista ecosistémico existe cierto consenso en definir cuatro o cinco ecosistemas. La mayoría de los estudios que han analizado los patrones y los quiebres en las distribuciones geográficas de las especies de flora y fauna chilena se han centrado en especies litorales y sublitorales. Por ello no es extraño que los patrones de distribución se correspondan de manera bastante cercana con las descripciones basadas en los patrones de circulación oceanográfica, climáticos y topográficos arriba descritos, especialmente en lo referente con la distribución e influencia de corrientes y contracorrientes costeras superficiales, subsuperficiales.

En términos generales (Santelices, 1991) la flora y fauna marina de Chile presenta un alto grado de aislamiento geográfico existiendo pocas similitudes (especialmente de las especies endémicas) con las biotas marinas ecuatoriales cercanas (Galápagos, Ecuador y Juan Fernández). Esto sugeriría que las bajas temperaturas y la preponderancia de corrientes fluyendo desde el sur hacia el norte habrían permitido un reducido intercambio, a través de las aguas superficiales con las biotas del Pacífico Oriental, las islas del Pacífico Central, e incluso, con el Pacífico Tropical del oeste. Por otra parte, la

baja concentración de oxígeno de las aguas subsuperficiales (a más de 50 metros de profundidad) del norte podrían actuar como otra barrera para dispersión de larvas y especies de aguas profundas desde la zona norte. En relación con esta barrera, cabe destacar que las aguas profundas (entre -50 y -350 metros) de toda la zona norte de nuestro país son parte y definen el límite sur de una de las "zonas de mínimo oxígeno" más grandes del planeta (Ulloa & Depol, 2004). De igual forma, las bajas salinidades que prevalecen durante todo el año en la zona Lluviosa-Patagónica podrían actuar como una barrera al ingreso de especies desde el sur.

Aparte del nivel de endemismo y "exclusividad" de las especies de organismos marinos en Chile, otra posible consecuencia del aislamiento arriba mencionado sería la incidencia para Chile de una diversidad total menor que en áreas cercanas o similares características físicas. Esta predicción ha sido apoyada para algas, peces e invertebrados quienes efectivamente muestran niveles en sí de riqueza de especies bastante bajos para toda la costa de nuestro país (Santelices, 1991).

ECOSISTEMAS MARINOS DESDE EL PUNTO DE VISTA OCEANOGRÁFICO Y BIOLÓGICO

En concordancia con el escenario arriba descrito cuatro ecosistemas marinos han sido descritos desde el punto de vista oceanográfico (Bernal & Ahumada 1985; Ahumada et al., 2000): 1) Ecosistema del Giro Central del Pacífico Sur, 2) Ecosistema de Margen Oriental del Pacífico Sureste, 3) Ecosistema Subantártico, 4) Ecosistema Antártico. Adicionalmente, y tomando en cuenta la topografía las cuenca oceánica y la dinámica de las corrientes marinas, otros 2 tipos de ecosistemas han sido considerados en los últimos años: 5) Los Ecosistemas de montes submarinos y 6) Los Ecosistemas de profundidades.

Ecosistema del Giro Central del Pacífico Sur

Este es un ecosistema altamente oligotrófico con una flora y fauna aparentemente más auto-contenida en la zona oceánica del Pacífico Sur (costa peruano-chilena), dentro del cual se han reconocido dos ecosistemas diferentes: 1) Ecosistema Oceánico Pelágico. Para este sistema la información es escasa, destacando la descripción de la distribución geográfica, nombres vernaculares y una sinopsis de la importancia económica de la ictiofauna realizada por Ojeda y Avilés (1987). Dichos autores mencionan que, de entre 10 elasmobranchios y 29 teleósteos, los componentes notables de este sistema son el atún (*Thunnus alalunga*) y el pez espada (*Xiphias gladius*); 2) Los Ecosistemas de Islas o Archipiélagos: los diferentes grupos de islas oceánicas están tan ampliamente dispersas y aisladas entre sí que presentan altos grados de endemismo y muy pocas características bióticas en común. Las floras y faunas particulares de las islas oceánicas chilenas han sido descritas por una serie de autores (Bahamonde, 1966; Torres & Aguayo, 1971; Santelices & Abbott, 1987; Pequeño & Lamilla, 2000) y una síntesis de estos aspectos se encuentra en Castilla (1987).



Ecosistema litoral de la ecorregión del norte grande. Borde costero de Arica, Cuevas de Anzota, Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

Ecosistema del Margen Oriental del Pacífico Sureste

Este ecosistema se extiende desde la latitud 18°S hasta los 41°S y es influido especialmente por la Masa de Agua Subantártica. Dado su extensivo movimiento y la condición de superficialidad, esta masa de agua es capaz de producir importantes alteraciones de los parámetros oceanográficos. Sin embargo, su temperatura y salinidad son menores que la de las aguas que la rodean (18 °C y 34,8 ‰). Durante la primavera y cerca de la ciudad de Antofagasta, las aguas Sub-Tropicales se mueven hacia la costa causando el adelgazamiento de la Masa de Agua Subantártica.

A la altura del ecosistema del Margen Oriental del Pacífico Sureste es posible encontrar dos tipos de ecosistemas costeros: los ecosistemas de surgencias y los ecosistemas de bahías.

Ecosistemas de surgencias. A lo largo de la costa hay zonas en las cuales las aguas subsuperficiales afloran estacionalmente proveyendo de nutrientes a las zonas superficiales. Durante dicho proceso, la temperatura decrece de manera tal que la discontinuidad espacial en esta variable define las áreas de surgencia. Los cambios en las variables físicas, químicas biológicas y geológicas caracterizan a este tipo particular de ecosistemas. Los vientos del sur que causan las surgencias son dominantes a lo largo de la costa en primavera y por lo tanto los eventos de surgencia son más frecuentes entre septiembre y marzo a lo largo de las costas norte y centro de Chile. Los cambios más notables en la zona costera durante los eventos de surgencia son la presencia de las aguas con oxígeno disuelto a profundidades bajo los 15 metros, altas concentraciones de nutrientes y cambios en el pH y conductividad de las aguas y sedimentos. Las aguas costeras provenientes de la surgencia ricas en nutrientes son el sostén de los desembarques pesqueros anuales, los cuales representan aproximadamente el 10 por ciento del total de la pesca mundial.

Ecosistemas de bahías. Desde la latitud 18°S a la 41°S, hay varias bahías de origen tectónico, muchas de ellas abiertas hacia el norte. Este tipo de sistema costero puede ser definido como tal debido a que presenta límites claros y características particulares. Durante la temporada de surgencias la Masa de Agua Ecuatorial Subsuperficial (pobre en oxígeno) ingresa a dichas bahías provocando un aumento en los nutrientes, mezcla de las aguas superficiales, altas productividades primarias y altas tasas de sedimentación (en la cual cerca del 50 por ciento del carbón orgánico particulado cae hacia los sedimentos donde sufre re-mineralización). En todas estas bahías los sedimentos son anóxicos ricos en materia orgánica con ocurrencia de reducción activa de sulfatos. Por otro lado, durante el invierno la masa de agua dominante es la Masa de Agua Subantártica, saturada en oxígeno, con bajas concentraciones de nutrientes y salinidad. Las praderas de algas pardas son el sostén de diversas comunidades de consumidores pelágicos y bentónicos que habitan en dichos ecosistemas, especialmente en los arrecifes rocosos de la zona central. Como excepción a la regla, en nuestra costa existen pocas bahías abiertas hacia

el sur, las cuales presentan particularidades desde el punto de vista oceanográfico, pero más importante desde el punto de vista biótico (Castilla & Largier, 2002). Por ejemplo, la bahía de Antofagasta es el hábitat único en Sudamérica del tunicado *Piura stolonifera*, mientras que Bahía Aldea en las cercanías de Tongoy es el único lugar en el cual es posible encontrar a *Zostera marina* (pasto marino). Esta última forma praderas, que resguardan a más de 117 especies diferentes, entre ellas la de mayor interés es el ostión *Argopecten purpuratus* y el cangrejo *Cancer setosus* ambos de interés comercial. Las praderas marinas actúan como fuentes de criadero y alimento y están dentro de los sistemas más productivos del mundo; con 1000 g de carbono por metro cuadrado al año (Perez-Matus et al., 2005)

ECOSISTEMA SUBANTÁRTICO

Dentro del Ecosistema Subantártico es posible distinguir tres ecosistemas principales:

Ecosistema Oceánico. Este sistema, dominado por las aguas subantárticas se ubica a la altura de los fiordos y canales del sur y corre desde la Convergencia Subtropical hasta la Convergencia Antártica. La temperatura del agua de este sistema fluctúa entre los 8 a 12° y para él destacan los trabajos que han dado cuenta de las interacciones entre mamíferos marinos de gran tamaño corporal tales como orcas y cachalotes y algunas pesquerías industriales propias de la región tales como la Pesquería Demersal Austral (PDA) (e.g., Huckle-Gaete et al., 2004a).

Ecosistema de los Mares Interiores. Los canales y fiordos del sur de nuestro país son sistemas protegidos del oleaje que no presentan grandes profundidades y que son influidos importantemente por la descarga de agua dulce proveniente de los deshielos de glaciares y lluvia, muy comunes en estas latitudes. Las características oceanográficas físicas y biológicas de estos sistemas han sido profusamente estudiadas por los científicos participantes de los cruceros organizados por el Comité Oceanográfico Nacional (CONA) dependiente de la Armada de Chile. Hasta el presente año se han realizado diez de estos cruceros denominados CIMAR (Centro de Instrucción y Capacitación Marítima), de los cuales, siete se han enfocado en la zona de los fiordos (CIMAR 1, 2, 3, 4, 7, 9 y 10), uno en la zona de los canales (CIMAR 8) y los dos restantes en las Islas Oceánicas Chilenas (CIMAR 5 y 6). Los resultados de los cruceros han dado cuenta de un sistema con alta diversidad y productividad planctónica el cual sustenta una fauna muy particular de poliquetos, moluscos, crustáceos y peces. Una síntesis de los resultados de estos estudios lo entregan Silva & Palma (2005). La productividad y protección de las áreas de canales y fiordos incluso sirven como zona de alimentación y reproducción para aves oceánicas y mamíferos marinos de gran tamaño corporal (Huckle-Gaete et al., 2004b). Últimamente también se han visto como sitios de interés por la presencia de corales de aguas frías (Subpesca, 2005). Así mismo la mayoría de sus especies suelen ser raras y endémica (Miethke & Gálvez, 2009).



En la ecorregión marina Magallanes y sus diversos ecosistemas, es posible encontrar gran variedad de especies de mamíferos marinos, destacando la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). Paso Shag, Ecosistema Cockburn Magdalena. Región de Magallanes y Antártica Chilena. Foto: Jorge Herreros.

Ecosistemas Estuarinos. Corresponden a sistemas donde confluyen las aguas marinas y las aguas continentales y se encuentran representados por: a) las áreas planas adyacentes a la desembocadura de los ríos y, b) los sistemas litorales tales como los humedales o las lagunas costeras. Los estuarios son comunes al norte de los 42°S destacando por su extensión e influencia sobre el área costera asociada los estuarios de (Valdovinos, 2004): el río Maule, río Andalién, Lenga, Tubúl y el río Tirúa. Muchos de estos estuarios han sido severamente afectados por actividades agrícolas y por desarrollos urbanos, y a la vez por ser sistemas protegidos y de alta productividad son comúnmente utilizados para el desarrollo de actividades de cultivo y pesquerías de especies fundamentalmente estuarinas tales como el pelillo (*Gracilaria*), robalos y lisas. Este tipo de sistemas pueden determinar la salinidad, oxígeno, contenido de nutrientes, sedimentos y balance en la circulación de fiordos. Modifican la materia orgánica e inorgánica en la columna de agua y constituyen habitats altamente productivos que a su vez ofrecen habitat para el ciclo de vida de numerosas especies (Miethke & Gálvez, 2009)

ECOSISTEMA ANTÁRTICO

Este sistema se encuentra entre la masa de agua continental en el sur y la convergencia antártica en el norte y es un sistema muy antiguo. Dicha antigüedad se refleja en la abundancia y alta diversidad de su fauna de fondo y en peces extremadamente adaptados a aguas muy frías y ricas en oxígeno que habitan su columna media de agua.

ECOSISTEMA DE MONTES SUBMARINOS

Recientemente los montes submarinos se han reconocido como zonas de conservación de fauna y flora en Chile (Miethke & Gálvez, 2009; Hernández, 2015). En total corresponden a 118 montes dentro de la Zona de Exclusión Económica asentados en cordilleras submarinas cerca de zonas insulares. De los 118 montes, 35 están en el sector de Isla de Pascua, 21 en Islas San Felix y San Ambrosio, 15 en Juan Fernández, 21 en el norte de Chile, 8 en el centro, 9 en el sur y 10 en el sur austral (Fernández et al., 2014). Parte del área de los montes submarinos se encuentra tanto en, como cerca de la placa continental y presentan una formación tipo guyot (elevaciones de tope plano, Fernández et al., 2014). En la cordillera submarina de Salas y Gómez se encuentran poblaciones de peces altamente endémicos, que si bien no comparten similitud con los de Isla de Pascua, se hipotetiza que presentan conexiones entre las poblaciones de ambas islas. El ambiente de los montes submarinos se caracteriza por tener dos capas de agua con distinto contenido de oxígeno; una superficial bien oxigenada hasta los 100 m de profundidad y entre los 200 y 300 m de profundidad una capa con un nivel de oxígeno muy bajo (Fernández et al., 2014). Estudios de la composición de organismos mostraron 31 géneros con 23 especies identificadas de fitoplacton; en su mayoría estos corresponden a organismos flagelados de la clase Dinophyceae, mientras que en el caso del zooplancton se encontraron 16 grupos taxonómicos, donde un 87,8% son

quitinados: *euphausiidos*, *mysidos*, *amphipodos*, *ostracodos*, *copepodos*, *cirripedios* y *larvas de crustáceos decapodos*. En cuanto a meso y macrofauna, el mayor número de especies lo registran los moluscos con 183 especies seguido por decápodos con 121 y bivalvos con 70 especies. La mayoría de los peces son óseos, con 201 especies, seguidos de los cartilaginosos con 131 especies. En cuanto a la flora se informa sobre 143 especies de algas donde el 56.6 % de ellas son rojas (81 especies) seguidas por algas verdes (35 especies) y las Ochrophyta (27 especies). En la mayoría de los grupos estudiados se registró un alto nivel de endemismo; con los moluscos y poríferos encabezando la lista, con 33% y 34%, respectivamente (Fernández et al., 2014).

ECOSISTEMAS DE LAS PROFUNDIDADES

Ecosistemas de surgencias o coladuras frías, chimeneas hidrotermales y cañones submarinos

El punto triple de Chile, en el cual se juntan las placas tectónicas de Sudamérica, Nazca y La Antártica, se ha perfilado como importante para el estudio de surgencias frías, chimeneas hidrotermales, zonas de mínimas de oxígeno y comunidades de yacimientos de ballenas (Helly & Levin, 2004); ya que es el único lugar donde actualmente la dorsal oceánica está siendo activamente subducida por el margen continental (Cande et al., 1987). Además de presentar una historia geológica particular y conexiones por corrientes con otras zonas de presencia de chimeneas hidrotermales. Hasta el momento existe evidencia de 2 fuentes hidrotermales ubicadas a 5 km del punto triple, las cuales presentarían vida quimiosintética en los sedimentos (German et al., 2011). En relación con ello, en los márgenes de Concepción se han reportado ecosistemas de surgencias o coladuras frías (Sellanes et al., 2004), que corresponden a sistemas marinos cercanos a márgenes continentales, que se nutren a partir de procesos quimiosintéticos. Aquí se han ubicado 8 especies simbióticas de bivalvos (*vesicómidos*, *thyasiridos*, *solémidos* y *lucínidos*) y una sola especie del gusano tubícola *Lamellibracchia* (Sellanes et al., 2008). Las especies de bivalvos no presentarían relación con comunidades de sitios adyacentes que han sido descritas en Perú (Olu et al., 1996); pero la composición general de las comunidades que habitan en estos ambientes presentaría similitudes con la fauna del Pacífico Este (Baker, 2010). En profundidades entre los 200m y 500m el margen continental de Chile se presenta una gran zona de mínima oxígeno, que se encuentran tapizadas por tapetes de *Thioploca*, bacterias oxidantes del azufre, que basan su metabolismo en la quimiosíntesis (Levin, 2003).

En las cercanías de la Isla de Pascua y de Salas y Gómez se han identificado una serie de chimeneas hidrotermales asociadas a la dorsal del Pacífico, así como también posiblemente en la dorsal presente cerca de Isla Mocha (Subpesca, 2005). La producción primaria de estas zonas del Pacífico Este, se basa en las surgencias de alta temperatura de agua enriquecidas en metales en el fondo del océano las cuales proveen de una fuente de energía a bacterias quimiosintéticas (Fernández et al., 2014). La fauna presente en estos ambientes es variada y se



En el extremo norte de Chile, la cordillera de la Costa llega directamente al mar, generando farellones de gran altura. Es un paisaje propio del ecosistema marino Litoral de la ecorregión marina Norte grande, costa de Arica, Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

compone de 45 especies correspondientes a 6 phyla; Annelida, Cnidaria, Echinodermata, Hemichordata, Mollusca y Porifera (Hey et al., 2006). Una especie bien reconocida de estas zonas es el cangrejo Yeti (*Kiwa hirsuta*) encontrada en chimeneas hidrotermales en las cercanías de Isla de Pascua (Mcpherson et al., 2005) que posee una asociación con bacterias quimiotróficas (Gofrediet et al., 2008)

Otros ecosistemas de creciente interés para la conservación son los cañones submarinos, que incluyen zonas de concentración de nutrientes, puntos de alta biodiversidad (hotspots), áreas de agregación reproductiva de especies de interés comercial como la Merluza Austral (*Merluccius australis*). Un sector que presenta este tipo de sistemas se encuentra entre Isla Guafo y Guamlin (Miethke & Gálvez, 2009)

Diferentes estudios biogeográficos concuerdan con respecto a los patrones principales de distribución de la biota a lo largo de la costa (Camus, 2001). A pesar de que los nombres y los límites exactos varían de acuerdo con los distintos investigadores, dos unidades biogeográficas o provincias principales, de naturaleza templada han sido reconocidas a lo largo de la costa Chile tanto para especies costeras como pelágicas: a) La Provincia Peruana, una región norteña de aguas cálidas-templadas que corre desde Perú hasta la latitud 30°S; b) La Provincia Magallánica, sureña de aguas templadas-frías, la

cual se extiende desde la latitud 42°S hasta 56°S. Entre esas dos provincias la región transicional es usualmente reconocida para las especies costeras y no para las pelágicas (Antezana, 1981). Ahumada et al. (2000) entregan una lista de las especies dominantes en los distintos hábitat de estas tres provincias agregando además al sistema oceánico e insular oceánico, los cuales dado su nivel de aislamiento se presentan como particulares en términos de su composición biótica.

Debido a las condiciones de menor temperatura en comparación con las regiones cercanas y con otras regiones de similar latitud, la Provincia Peruana presenta una diversidad de especies reducida determinada principalmente por la ausencia de especies tropicales o de aguas cálidas. Esta Provincia es afectada fuertemente por los fenómenos de El Niño en los cuales se produce un aumento en la temperatura de las aguas superficiales que beneficia la expansión hacia el sur de las especies sudamericanas. A la vez durante estos períodos —debido a las alteraciones en la dominancia de los vientos— se detienen los eventos de surgencia, lo cual sumado al aumento de la temperatura provoca importantes mortalidades y reducciones en la reproducción de muchas de las especies marinas residentes, ya sean algas, invertebrados o vertebrados (Glynn, 1988). Históricamente los efectos del fenómeno El Niño serían los responsables que en algunas zonas de esta región —las que han sido afectadas sólo por los eventos de mayor magnitud— se encuentren altas

diversidades de especies mientras que en otras —las que son recurrentemente más afectadas— se encuentren diversidades de especies muy reducidas, generando alta variabilidad en la diversidad beta de la región (Camus, 1998). Para esta provincia Ahumada et al. (2000) proponen como especies dominantes a: *Lessonia nigrescens*, *Hipnea cenomyce* y *Chondrus canaliculata* (algas costeras); *Jehlius cirratus* y *Heliaster helianthus* (invertebrados costeros); *Semicossiphus maculatus*, *Scartichthys gigas*, *Kyphosus analogus* y *Anisotremus scapularis* (peces costeros); *Engraulis ringens*, *Sardinops sagax*, *Trachurus murphyi*, *Sarda chilensis*, *Seriola lalandii*, *Scomber japonicus* (peces pelágicos); *Merluccius gayi* (peces demersales); *Paralichthys adspersus*, *Genypterus maculatus*, *Genypterus chilensis* (peces bentónicos).

La Provincia Magallánica ha sido menos estudiada que la Peruana, pero en ella se reconoce un predominio de especies de aguas frías, ambientadas a fluctuaciones de salinidad (producidas por el aporte de agua dulce de ríos y fiordos) y habitantes de preferencia de hábitat protegidos, los cuales son abundantes en esta región debido a lo accidentado de su morfología. Ahumada et al. (2000) indican como especies dominantes en esta región a: *Durvillea antarctica*, *Chordaria linearis* y *Gigartina sp* (algas costeras); *Comasterias lurida*, *Choromytilus chorus* (invertebrados costeros); *Eleginops maclovinus*, *Galaxias sp* y *Normanichthys crockeri* (peces costeros); *Clupea fuegensis*, *Thyrssites atun*, *Trachurus murphyi*, *Seriola lalandii*, *Lepidotus chilensis* (peces pelágicos); *Merluccius australis* (peces demersales); *Genypterus chilensis* y *Genypterus blacodes* (peces bentónicos).

En la región de transición se ha reconocido un mayor número de especies debido al aporte y sobreposición de las especies provenientes de las Provincias Peruana y Magallánica. Ahumada y colaboradores reconocen como especies dominantes en esta

área a: *Lessonia nigrescens*, *Gelidium chilense*, *Mazzaella spp* (algas costeras); *Jehlius cirratus*, *Perumytilus purpuratus* (invertebrados costeros); *Sciaena spp*, *Calliclinus geiguttatus*, *Mixodes viridis* y *Cilus gilberti* (peces costeros); *Strangomera bentinkii*, *Sardinops sagax*, *Trachurus murphyi*, *Seriola lalandii*, *Scomber japonicus* (peces pelágicos); *Melucius gayi* (peces bentónicos); *Paralichthys microps*, *Genypterus maculatus*, *Genypterus chilensis* *Hippoglossina macrops* (peces bentónicos).

Para la Provincia insular, tal como se menciona en la sección de Ecosistemas desde el punto de vista oceanográfico, en el caso de la flora y fauna también se reconoce que este tipo de ecosistemas es muy variable y particular para el caso de cada Isla. Sin embargo, para el caso de las islas oceánicas Ahumada et al. (2000) presentan una lista de especies dominantes en la cual es posible reconocer la independencia de este tipo de ecosistemas de los anteriormente descritos: *Zonaria stripitata*, *Sargassum skottbergii* y *Cladophora socialis* son presentadas como especies dominantes en el caso de las algas costeras. *Palinurus pascuense* y *Jasus frontalis* se presentan como invertebrados costeros. *Scorpius chilensis*, *Girellops nebulosus* se listan como peces costeros. *Seriola lalandii*, *Pseudocaranx chilensis* y *Thunus albacares* se presentan como peces pelágicos. *Nuraenichthys chilensis* se elige como representante de los peces demersales, mientras que *Gymnothorax spp* y *Paralichthys spp* representarían a los peces bentónicos.

Para el caso del sistema oceánico la información es muy escasa. Ahumada et al. (2000) indican como especies dominantes de este sistema a: *Helicolenus lengerichi* y *Parona signata* (peces costeros); *Scomberesox saurus*, *Sardinops sagax*, *Trachurus murphyi*, *Thunnus albacares*, *Seriola sp* y *Xiphias gladius* (peces pelágicos) y a *Micromesistius australis* (peces demersales).



Ecosistema marino Almirantazgo de la ecorregión marina Magallanes. Foto: Jorge Herreros.

5.2.2 AVANCES EN EL CONOCIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS DE LAS ISLAS OCEÁNICAS CHILENAS Y DESAFÍOS DE CONSERVACIÓN

Miriam Fernández¹, Carlos F. Gaymer² y Evie Wieters¹

Desde el punto de vista geológico nuestras islas oceánicas se destacan por la presencia de dos hitos geológicos que generan ecosistemas vulnerables: los montes submarinos y las fuentes hidrotermales. Ambos hitos geológicos han sido aún pobremente estudiados. De hecho, en Chile aún no se han explorado las fuentes hidrotermales submarinas. Sin embargo, los montes submarinos han concentrado atención desde el punto de vista geológico, oceanográfico y biológico, dando cuenta de su importancia para la biodiversidad marina.

Aunque no se ha estudiado la biodiversidad asociada a las fuentes hidrotermales, se ha reportado la presencia de este tipo de ecosistema dentro de la ZEE de Chile, cercanas a la Isla de Pascua (Rapa Nui en lengua local), a lo largo de la dorsal del Pacífico que atraviesa de norte a sur todo el Océano Pacífico. Particularmente en la zona más cercana a Isla de Pascua, se ha identificado la zona con mayor tasa de recambio de fuentes hidrotermales del mundo, asociada a las altas velocidades de separación de la corteza terrestre de esa zona (Hey et al., 2006). Además, en esa zona la microplaca de Pascua actúa como una barrera para la dispersión de larvas. Por ende, dentro de la cadena de fuentes hidrotermales asociadas a la dorsal del Pacífico, las fuentes ubicadas hacia el norte y sur de la microplaca de Pascua serían diferentes para grupos importantes como Moluscos y Crustáceos (Hey et al., 2006). Estos datos dan cuenta de la importancia de este inexplorado ecosistema, y la relevancia de generar esfuerzos para su estudio. Más aún considerando que la influencia de las fuentes hidrotermales es de mayor escala. Los sedimentos de origen hidrotermal cubren grandes extensiones de los fondos marinos en la Ecorregión biogeográfica de Isla de Pascua y Salas y Gómez.

Aunque el conocimiento de los montes submarinos asociados a islas oceánicas es aún pobre, estudios recientes han comenzado a contribuir a su conocimiento geológico, oceanográfico y biológico. Actualmente sabemos que el cordón o dorsal de Juan Fernández es un alineamiento continuo a aproximadamente 3900 m de profundidad, conformado por 4 grupos de montes, y con varias cumbres individuales de montes submarinos, entre ellos las islas del archipiélago, con una extensión total de aproximadamente 800 km (Rodrigo & Lara, 2014). Los montes de Las Desventuradas están asociados a la dorsal de

Nazca y su confluencia con la dorsal de Salas & Gómez. El alineamiento submarino de Pascua (dorsal de Salas y Gómez) tiene una extensión total de aproximadamente 2900 km contabilizándose 514 montes submarinos (Rodrigo et al., 2014). El porcentaje de cobertura de montes submarinos en la zona de las Islas de Pascua y Salas y Gómez (27%) es sustancialmente superior al observado en áreas comparables del Pacífico Este (6%). Los montes de mayor tamaño se concentran en la zona de la Isla Salas y Gómez mientras que existe mayor diversidad de tamaños en el área de Isla de Pascua (Rodrigo et al., 2014). El tamaño de los montes (área basal, altura) es importante porque se correlaciona con la riqueza de especies (Fernández et al., 2014).

Estos masivos cordones submarinos, que suman una extensión superior a la cordillera de los Andes que recorre Chile, es un hábitat crítico de los ambientes marinos de las islas oceánicas porque afectan los procesos oceanográficos. Los ecosistemas marinos que rodean a las islas oceánicas de Chile se caracterizan por una producción primaria muy inferior a la observada en la zona costera de Chile continental. No obstante, están influenciados por la circulación oceánica que transporta organismos y materia desde esa zona más productiva (Sistema de Corrientes de Humboldt) a las zonas oceánicas más oligotróficas (remolinos de meso-escala; ver revisión Fernández & Hormazábal, 2014). Estos remolinos no solo transportan materia y organismos desde zonas más productivas, sino que al impactar en los montes submarinos, se generan procesos de surgencia que aumenta la producción primaria local (ver revisión Fernández & Hormazábal, 2014). Estos remolinos son claves además en la conectividad entre los grupos de islas de cada zona oceánica, proceso fundamental en el manejo y conservación de estos ecosistemas.

Hasta hace unos pocos años, nuestro conocimiento de la biodiversidad de estos hábitats se basaba en expediciones rusas a montes submarinos cercanos a los de la ZEE de Chile (Mironov et al., 2006). Los primeros estudios exploratorios de montes submarinos en la ZEE los realizó Yañez et al. (2009) en los montes JF1 y JF2 cercanos al Archipiélago de Juan Fernández. Recientemente, esta tendencia se ha revertido con varias expediciones que han comenzado a explorar la biodiversidad bentónica y pelágica asociada de los montes submarinos en los alrededores de Isla de Pascua, Salas & Gómez y Las Desventuradas ayudadas por tecnología de punta que ha permitido capturar imágenes en alta definición (Friedlander et al., 2016; Easton et al., 2017).

Los montes JF1 y JF2 en los alrededores de Juan Fernández son probablemente los más estudiados de los sistemas de islas oceánicas chilenas. Hace casi una década se usaron dragas, trampas y cámaras para estudiar los organismos asociados al fondo marino, y redes y anzuelos para analizar organismos

¹ Núcleo Milenio Centro de Conservación Marina, Estación Costera de Investigaciones Marinas de Las Cruces, Pontificia Universidad Católica de Chile

² Núcleo Milenio de Ecología y Manejo Sustentable de Islas Oceánicas (ESMOI), Universidad Católica del Norte, Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA), Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB)

que viven en la columna de agua (Yáñez et al., 2009). Si bien este estudio recolectó 409 invertebrados mediante dragas, no indicó el número de especies diferentes. Previamente, se habían reportado 82 especies de diferentes phyla recolectadas como fauna acompañante de actividades pesqueras efectuadas entre 2001 y 2006. En 2015 una expedición con ROV (Vehículo Operado Remotamente; por sus siglas en inglés) realizó 6 filmaciones en los montes JF1 y JF2 entre 200 y 500 m de profundidad, registrando 64 especies de invertebrados y 11 de peces. Los invertebrados más abundantes fueron los cnidarios (casi 40% de las especies) destacando, al igual que en Desventuradas, las plumas de mar en fondos blandos, y las gorgonias y los corales negros en los fondos rocosos (Oceana & Fisioaqua 2015). Entre los crustáceos se detectó la presencia de la langosta enana *Projasus bahamondei* a más de 300 m. En la misma expedición se encontraron peces como el bacalao de Juan Fernández *Polyprion oxygeneios*, el congrio de profundidad *Bassanago nielseni* y el tiburón de profundidad *Squalus mitsukurii*, así como también una nueva especie de *Callanthias* sp. nov. cf., reportada previamente para Desventuradas (NatGeo & Oceana, 2013).

En los alrededores de Isla de Pascua y Salas & Gómez (incluido el parque marino Motu Motiro Hiva) los estudios se han extendido hasta grandes profundidades (1000-1850 m) mediante el uso de cámaras de alta definición *drop cams* (Friedlander et al., 2013), y a profundidades medias (150-300 m) mediante el uso de un vehículo operado remotamente (ROV) y mediante cámaras rotatorias (Easton et al., 2017; Fig. 1). Por su parte, en los alrededores de las Desventuradas se han usado *drop cams* hasta 2300 m y un minisubmarino hasta 400 m de profundidad (NatGeo & Oceana, 2013; Fig. 1).



Figura 1. Instrumentos de última generación están siendo utilizados para explorar el mar profundo alrededor de los ecosistemas de montes submarinos en islas oceánicas. Izquierda, Drop Cam (Dave McAloney) y Minisubmarino (Manu San Félix).

Si bien los esfuerzos son incipientes, los primeros resultados son alentadores. En 21 filmaciones y 38.7 h de filmación alrededor de Isla de Pascua y Salas & Gómez, las *drop cams* revelaron 26 especies de peces de 21 familias, incluyendo especies amenazadas como tiburones y quimeras y una especie nueva de pez damisela, además de 14 de invertebrados (Friedlander et al., 2013). En solo 60 m² de superficie prospectada se observó un 15% de todas las especies encontradas en 23 montes submarinos estudiados por las expediciones rusas en las dorsales de Nazca y Salas & Gómez (Mironov et al., 2006). Por otro lado, el 46% de las especies de peces observadas son endémicas de

la dorsales de Nazca y Salas & Gómez. En el bajo Apolo, un sitio tradicional de pesca de los rapanui, 3 transectos de filmaciones con ROV entre 150 y 300 m, permitieron encontrar más de 32 especies de peces, varios de ellos observados por primera vez en Isla de Pascua. Además se encontraron abundantes esponjas incrustantes y carnívoras, praderas de corales látigo, estrellas de mar y erizos (Easton et al., 2017). En Noviembre 2015 cámaras rotatorias desplegadas a 200 m de profundidad en el bajo Apolo durante la noche, revelaron nuevas especies de peces no reportadas con filmaciones diurnas. Las filmaciones en el Apolo revelaron 6 especies de peces nuevas para la ciencia (Easton et al., 2017).

En Las Desventuradas, 26 inmersiones con minisubmarino y 36 lanzamientos de *drop cams* revelaron más de 68 taxa de invertebrados y 57 especies de peces profundos, de las cuales 10 probablemente son nuevas para la ciencia (Fig. 2; NatGeo & Oceana, 2013). Entre otros puntos destaca el monte submarino Guyot Stockman, en la confluencia de las dorsales de Nazca y Salas & Gómez, con una cima plana y dominada por sustrato arenoso a 200 m de profundidad. En las pendientes de este monte a más de 250 m predominan paredes y terrazas rocosas donde abundan tiburones como *Squalus mitsukurii* ocasionalmente en grupos de hasta 7 individuos y el erizo lápiz *Cidaris* sp. (NatGeo & Oceana, 2013). A 350 m de profundidad es frecuente el cnidario *Branchiocerianthus urceolus*. Los fondos arenosos tienen una baja riqueza de especies sin embargo se observan áreas con abundantes plumas de mar (pennatuláceos), mantis marinas (estomatópodos), galletas de mar (sand dollars), estrellas, erizos y pepinos de mar. La riqueza aumenta notablemente en los fondos rocosos, donde se observa alta riqueza de especies de invertebrados incluyendo la langosta de Juan Fernández *Jasus frontalis*, la langosta enana y el cangrejo dorado *Chaceon chilensis* (NatGeo & Oceana, 2013). Entre los peces de profundidad (entre 100 y 2216 m) destacaron 2 especies de quimeras (*Hydrolagus* spp.), el pez trípode (*Bathypterois* sp.), tiburones como el tollo *Squalus mitsukurii* y el tigre de arena *Odontaspis ferox*. Alrededor de los montes se concentran las mayor parte de las especies de plancton observadas, como tunicados pelágicos (*Pyrosoma* sp.) entre 60 y 350 m de profundidad, sifonóforos (*Marrus* sp.) o la extraña medusa *Peryphila peryphila* (Fig. 2).



Figura 2. Peces asociados a montes submarinos y la medusa *Peryphila peryphila* en Islas Desventuradas. Fotos: Dave McAloney (izquierda) y Oceana, National Geographic and Undersea Hunter (derecha).

En Isla de Pascua y la vecina Salas y Gómez se encuentran los únicos ambientes marinos subtropicales que mantienen

corales pétreos en Chile. Estos corales se encuentran hacia las latitudes más altas de distribución de estas especies, y por eso se clasifican como comunidades de corales marginales. No obstante, este tipo de comunidades de corales están recibiendo gran atención porque hay evidencias que pueden estar mejor adaptados para sobrevivir en ambientes modificados por cambios climáticos globales, debido a que han persistido en ambientes bajo situaciones de estrés (cercanos al umbral de tolerancias de temperatura). Así, han sido definidos como potenciales refugios para taxa tropicales ante el evidente cambio climático (Riegl et al., 2015). particularmente, Isla de Pascua ha sido identificada como uno de los lugares donde los corales pétreos tienen mejores oportunidades para sobrevivir (Riegl et al., 2015). No obstante, dos eventos de blanqueamientos masivos y extensivos han sido documentados en tiempos muy recientes en esa zona. Estos eventos se han asociado a (1) lluvias inusualmente intensas y aumentos de sedimentación en 1980 y (2) calentamiento prolongado del mar asociado La Niña en 2000. Esta última perturbación térmica resultó en una alta mortalidad de corales arborescentes (*Pocillopora*) hasta 20 m de profundidad en toda la isla (80% de mortalidad en hábitats someros). A pesar del blanqueamiento extensivo y la mortalidad masiva de una de las especies dominantes, la recuperación de las comunidades coralinas ha sido impresionante, y actualmente las abundancias son similares o superiores a los niveles pre-blanqueamiento (Wieters et al., 2014).

Estudios recientes dan cuenta de saludables comunidades dominadas por una alta abundancia de corales, particularmente en fondos rocosos a lo largo de las costas oeste y noreste de Isla de Pascua. Los corales son más escasos en la costa sureste, expuesta directamente al oleaje oceánico predominante. Contrariamente a la mayoría de los grupos taxonómicos, que aparecen ligados taxonomicamente al Indo-Pacífico, los corales presentan afinidades que indican vinculación con el Pacífico Este. Es más, las 13 especies de corales pétreos identificados en Isla de Pascua muestran una amplia distribución geográfica a lo largo de los regiones del Pacífico este y Pacífico centro-sur (Glynn et al., 2007), por lo que este grupo en particular no se caracteriza por un alto endemismo. Sin embargo, el extremo aislamiento explicaría la baja riqueza de especies de corales en Isla de Pascua comparado con otras islas de Pacífico.

Si bien se ha avanzado recientemente en el conocimiento de los arrecifes de coral de Isla de Pascua, conocemos muy poco sobre los procesos ecológicos que mantienen estas comunidades de corales. Estudios en curso sugieren que, como en otros lugares, la herbivoría es un proceso crítico para prevenir el crecimiento de algas sobre los corales, y es especialmente importante en los casos en que los corales han sido previamente dañados por blanqueamiento inducido por estrés térmico. En Isla de Pascua, donde los peces herbívoros son generalmente pequeños y poco abundantes, los erizos parecen cobrar más relevancia. De hecho, diferencias en abundancias de erizos y macroalgas entre Pascua y Salas y Gómez (Friedlander et al., 2013) también sugieren un rol crítico de estos consumidores

bentónicos. Se desconoce si la importancia relativa de los erizos podría estar magnificada actualmente en Isla de Pascua como consecuencia de la sobreexplotación de peces carnívoros y otros grandes depredadores.

Considerando todos estos importantes hábitats, recopilaciones recientes de biodiversidad en ambos grupos de islas dan cuenta de la riqueza total de especies, y del creciente esfuerzo de investigación. En el Archipiélago de Juan Fernández se han reportado un total de 735 especies marinas y corresponden principalmente a algas, invertebrados y peces (Fernández et al., 2014). Para la zona de Islas de Pascua y Salas y Gómez se han reportado 964 especies, también mayoritariamente de algas, peces e invertebrados (Fernández et al., 2014). Las recopilaciones recientes dan cuenta de un aumento del 15 y 35 % en la riqueza de especies reconocida para el Archipiélago de Juan Fernández y la zona de Islas de Pascua-Salas y Gómez respectivamente y de un alto nivel de endemismo (Tabla 1; Fernández et al. 2014). Sin embargo, estos datos de riqueza de especies y endemismo son globales, agrupando todos los hábitats en base a las expediciones y muestreos realizados durante más de 100 años. Destaca el alto nivel de endemismo de peces costeros de Juan Fernández (87.5%) y Desventuradas (72%) revelado en estudios recientes (Friedlander et al.), los más altos a nivel global, que resalta la importancia de conservar estos frágiles ecosistemas oceánicos.

Tabla 1. Porcentaje de endemismo para los principales grupos de invertebrados y vertebrados en ambos grupos de islas oceánicas.

Grupo taxonómico	Porcentaje de Endemismo Archipiélago Juan Fernández	Porcentaje de Endemismo en Islas de Pascua y Salas y Gómez
Crustáceos	8	10
Moluscos	66	35
Otros invertebrados	9% Porifera 13% Cnidarios 23% Equinodermos 89% Poliquetos 16% Cnidarios 9% Equinodermos 4% Poliquetos	33% Porifera
Peces	10	10
Peces litorales	87.5	23-26

Recientes esfuerzos para estudiar estos ambientes han comenzado a develar los misterios de las aguas profundas de las islas oceánicas y los montes submarinos asociados. En cada exploración se abre un mundo por descubrir, con una biodiversidad única que a la vez sugiere la importancia de protegerla. El estudio de los arrecifes de coral, montes submarinos y otros ecosistemas profundos como las fuentes hidrotermales es una necesidad urgente, ya que no se puede proteger lo que no se conoce. De hecho, ecosistemas únicos y vulnerables, como las fuentes hidrotermales, han recibido baja protección a nivel mundial y no han sido aún abordados en Chile. Sin embargo, lo que se ha avanzado en describir los ecosistemas asociados a

islas oceánicas dan cuenta de su alta fragilidad y endemismo, relevando la importancia de generar esfuerzos efectivos de conservación.

Es notable que en la última década Chile haya centrado los mayores esfuerzos de conservación marina en islas oceánicas. La creación del Parque Marino Motu Motiro Hiva ha generado protección del 20% de la ZEE que rodea a las Islas de Pascua y Salas y Gómez (Ecorregión de Isla de Pascua). En el 2016 se creó el Parque Marino Nazca-Desventuradas, el parque marino más grande de Chile, alrededor de las Islas de San Félix y San Ambrosio, alcanzando un 73% de protección de esa Ecorregión. Aunque la protección de estas zonas prístinas es importante, la protección de las islas habitadas ha avanzado en forma más lenta, requiriendo esfuerzos más importantes y urgentes para

mantener la biodiversidad y servicios ecosistémicos asociados, o para recuperarlos. En el 2015 se creó el área marina protegida de múltiples usos de Juan Fernández, que incluye 5 pequeños parques marinos. Así, este ecosistema contará con casi 3% de su superficie protegida. También durante 2015 se firmó un protocolo para la elaboración de una propuesta de preservación, protección y conservación de ecosistemas, especies y recursos hidrobiológicos de la Zona Económica Exclusiva que rodea las Islas de Pascua y Salas y Gómez. De generarse nuevas áreas marinas protegidas, Chile contaría con una de las superficies marinas protegidas más extensas del mundo. Con esta red de áreas marinas protegidas en las diferentes islas oceánicas, sumadas a un manejo efectivo de las mismas, podrá enfrentar el desafío de conservar la biodiversidad local, y la provisión de servicios ecosistémicos a las comunidades isleñas.

La isla Carlos III forma parte del parque marino Francisco Coloane, ubicada en el ecosistema marino Estrecho de Magallanes Oeste de la ecorregión marina Magallanes. Foto: Jorge Herreros.





◀ *Los ecosistemas de aguas continentales son muy heterogéneos en cuanto a sus características y distribución en el territorio nacional. Cascada de la playa de Curiñanco, Valdivia, Región de los Ríos. Foto: Jorge Herreros.*

DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

5.3 ECOSISTEMAS DE AGUAS CONTINENTALES

5.3.1 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EN CHILE

Manuel Contreras

Nuestro país presenta un territorio donde se entrelazan extensos desiertos, zonas altiplánicas, cordilleras, valles longitudinales y transversales, campos de hielo, zonas patagónicas, polares y una extensa costa, dominada por fiordos, canales e islas. Donde el clima, la geología y el relieve juegan un rol relevante como factor estructurador del paisaje (Di Castri & Hajek, 1976).

Es en este escenario donde surgen los ecosistemas acuáticos, los cuales permanentemente se mantienen en coherencia estructural y funcional con el territorio que los rodea. Esta propiedad les confiere una función única de conectar dinámicamente los biomas, son el sistema circulatorio de la tierra. Es así como los ríos drenan las precipitaciones que caen sobre cuencas hidrográficas, transportando materiales y energía hacia los océanos, completando el ciclo hidrológico. Por lo mismo, son sistemas indicadores del estado ambiental de las cuencas hidrográficas, son un espejo que refleja cambios

naturales, como los terremotos y tsunamis y/o derivados de actividades humanas, tales como cambios en el uso del suelo, extracción de agua, descargas de residuos, entre otros. Durante el terremoto del 2010, humedales como los de Tubul-Raqui (Región del Bío-Bío) modificaron su características ecológicas pasando de un humedal estuarino a una pradera inundable, dando cuenta del aumento en el nivel del terreno. La disminución de cobertura de la vegetación de humedales en cuencas endorreicas de las Regiones de Tarapacá, Antofagasta y Atacama, responde al efecto combinado entre la extracción de agua subterránea y variaciones en la recarga natural. Al contrario, la condición oligotrófica de lagos como el Lleulleu (Región de la Araucanía) o de lagos patagónicos (Región del General Carlos Ibáñez del Campo), dan cuenta de una baja presión de origen antrópico.

Es en estos ecosistemas acuáticos, dinámicos, heterogéneos, distribuidos a lo largo de todo el territorio nacional, donde encontramos una diversidad biológica única con un alto nivel de endemismo, tanto de especies animales como vegetales (Vila et al., 2000). En el norte de Chile existen distintos tipos de ecosistemas acuáticos asociados a cuencas endorreicas, destacando entre ellos los bofedales y vegas. Un ejemplo es el

bofedal de Parinacota, ubicado a una altura de 4.300 m.s.n.m, dentro de la Reserva de la Biosfera Lauca. Muhlhauser (1996) reportó que las especies herbáceas ocupan aproximadamente el 70% de la superficie total. Entre las especies vegetales destacadas se encuentran *Oxychloe andina*, *Festuca rigescens*, *Distichia muscoides*, *Werneria pigmea*, *Myriophyllum elantinoides* y *Elodea potamogeton*. La fauna presente en este sistema se encuentra asociada a la vegetación acuática y a los sedimentos. Los organismos más representados del bentos son los crustáceos, insectos y moluscos gastrópodos. Los vertebrados acuáticos presentes corresponden a anfibios (*Pleuroderma*, *Telmatobius*, *Bufo*), bagres (*Trichomycterus*) en los sistemas lóticos y Orestias en los sistemas lénticos. Se reporta una abundante fauna de aves, siendo las especies más representadas la tagua gigante (*Fulica gigantea*), pato jergón chico (*Anas flavirostris*), Guallata (*Chloephaga malanoptera*), gaviota andina (*Larus serranus*) y pato puna (*Anas versicolor puna*). En los bordes del humedal son comunes roedores como las vizcachas y el lauchón orejado.

Las principales diferencias reportadas entre las vegas y los bofedales son que, las primeras están dominadas por juncáceas en cojín (*Scirpus americanus*), en cambio, los bofedales presentan una predominancia de gramíneas (*Oxychloe andina* y *Distichia muscoides*). Además, las vegas se encuentran a una menor altitud que los bofedales (estos últimos se encuentran sobre los 2800 m.s.n.m), poseen mayor salinidad, se encuentran en zonas menos lluviosas y presentan un microrelieve más plano que los bofedales (Castro et al., 1993 y 2003; Squeo et al., 2006).

El sistema de humedales costeros de Coquimbo (Región de Coquimbo), se pueden agrupar en humedales de playa y lagunares, los que se alimentan tanto de aguas marinas como continentales. (CAACH, 2005). Un catastro en estos humedales, detectó una amplia diversidad de flora y fauna. Se encontraron 63 especies de flora, de las cuales 17 son nativas, 19 endémicas y 5 están clasificadas como vulnerables. La forma de vida dominante fueron las hierbas perennes (12 especies). En cuanto a la fauna, se reportó la presencia de 173 especies (2 anfibios, 10 reptiles, 145 aves y 16 mamíferos), de las cuales 15 son endémicas, 8 nativas, 4 se encuentran en peligro de extinción, 11 son vulnerables, y 1 es considerada rara.

El humedal de Batuco, ubicado en la Región Metropolitana de Santiago (33°10'S, 70°53' W, 480 m), se alimenta de precipitaciones y de la escorrentía superficial. Del Campo et al. (2005) describen 7 asociaciones vegetales para este humedal, encontrándose presente en todas ellas *Frankenia salina*, especie que se caracteriza por su afinidad con ambientes salinos. Junto a ella se encuentran otras especies *halófitas*, tales como *Distichlis spicata*, *Cressa truxillensis*, *Puccinellia glaucescens* y *Heliotropium curassavicum*. Las asociaciones descritas de *Typha-Scirpus* y *Scirpus-Eleocharis*, corresponderían a ambientes del humedal que poseen menor salinidad.

En la Región del Maule, el humedal del río Mataquito es un ecosistema importante como hábitat de aves acuáticas. La

riqueza de especies representa el 41% del total de especies de aves registradas en ecosistemas de aguas continentales o en zonas ecotonales mar-agua dulce (Victoriano et al., 2006). Esta alta riqueza puede estar asociada a la presencia de extensas dunas rodeando el estuario en su lado sur y de zonas de agricultura extensiva en la ribera norte. Estas áreas son mayoritariamente usadas por especies de Pelecaniformes y Ciconiiformes, mientras que en las playas de duna y fango dominan los Charadriidae y Scolopacidae. La influencia de las mareas en los humedales de tipo estuarino favorece la presencia de una alta diversidad de especies. A pesar de la alta riqueza registrada, existen diversos factores que limitan la reproducción de las aves, tales como la baja cobertura de vegetación circundante y el fuerte desarrollo de actividades silvícolas y agropecuarias que tienen influencia sobre este ecosistema (Olivares, 2007).

González & Victoriano (2005) cuantificaron y caracterizaron la avifauna y 9 variables ambientales en 8 lagos del sistema intercomunal de Concepción-Talcahuano-San Pedro, para luego relacionar la estructura del hábitat con las características de los ensambles de aves de humedales (62 especies en total). Todos los lagos de esta zona son de origen fluvial y presentan una mezcla de vegetación acuática emergente y espacios abiertos. Se encontró que la riqueza de especies y la abundancia de aves aumentan a medida que incrementa la longitud de la línea de la costa y el área del lago.

En la Región de la Araucanía, Haustein et al. (2002, 2005), describen los "hualves" o "pitranos", bosques pantanosos dominados por las especies arbóreas *Myrceugenia exsucca* (pitra), *Blepharocalyx cruckshanksii* (temo) y *Drimys winteri* (canelo). Estudios florísticos en los hualves ubicados en el extremo noroeste de Toltén, a orillas de los ríos Boldo y Boroa, detectan la presencia de 32 especies de plantas en esta comunidad, donde predominan las nativas, destacando un alto número de epifitas y trepadoras. Para el total de humedales de la zona de Toltén, Haustein et al. (2005) reportan la presencia de 176 especies de plantas vasculares y algas (69% nativas), 99 especies de vertebrados (74 aves, 15 mamíferos, 4 peces, 4 anfibios y 4 reptiles). De las especies presentes, la guiña, huillín y cuervo de pantano están clasificados como "en peligro de extinción", y la torcaza y el quique como "vulnerables".

Valdovinos et al. (2005) realizaron una sinopsis sobre los conocimientos de biodiversidad en el lago Budi, identificaron 107 especies vegetales para el área. Las principales asociaciones vegetales detectadas en la ribera corresponden al bosque de roble-laurel-lingue, bosque de olivillo y bosques pantanosos de temo y asociaciones juncal y totoral. En cuanto a los invertebrados, se reporta la presencia de los poliquetos *Capitellidae* y *Spionidae*, nemátodos, anfípodos gamáricos, los moluscos *Littoridina cumingi* y *Kingiella chilena*, cirripedios (*Elminius kingii*), briozoos incrustantes (*Conopeum sp.*) y decápodos (*Hemigrapsus crenulatus*). Los vertebrados reportados son 11 especies de peces y 132 de aves, entre ellas algunas con



Los humedales altoandinos son la fuente de agua y alimentación para muchas especies de fauna. Bofedal de Chungará Parque Nacional Lauca. Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

problemas de conservación como la fardela blanca, el guanay, y el cisne de cuello negro. La biodiversidad del Budi es considerada alta por los autores de la revisión en comparación con otros ecosistemas similares del centro y sur de Chile, característica que ellos asocian a la alta productividad del sistema y la calidad particular físico-química de sus aguas.

En las Regiones de Aysén del General Ibáñez del Campo y de Magallanes y Antártica Chilena podemos encontrar la “turba magallánica”, con algunas representantes de este tipo de humedal ubicadas más al norte, como en la cordillera pelada de Valdivia y en la isla de Chiloé, siendo conocidas localmente como “campañas” (Díaz et al., 2005; Valenzuela-Rojas & Schlatter, 2004). La vegetación es continua, herbácea, dominada principalmente por musgos del género *Sphagnum*. Se describen especies de herpetofauna como los anfibios *Batrachyla taeniata*, *Eupsophus vittatus*, *Pleurodema thaul*, *Bufo arunco*; y los reptiles *Liolaemus cyanogaster* y *Liolaemus pictus* (Valenzuela-Rojas & Schlatter, 2004a y 2004b). La vegetación dominante que las rodea forman parte de la Selva Valdiviana, dominadas por especies siempreverdes de hojas grandes como el olivillo (*Aextoxicon punctatum*), el ulmo (*Eucryphia cordifolia*) y la tepa (*Laureliopsis phillyana*), y el Bosque Nordpatagónico, dominado por dos especies de coigües (*Nothofagus dombeyi* y *N. nitida*), la tepa y algunas especies de mirtáceas.

Cuando analizamos en un contexto más general esta información, aún cuando es una revisión muy sucinta, podemos darnos cuenta de que los ecosistemas acuáticos presentan una

biodiversidad con alto valor para la conservación, donde la singularidad es uno de sus principales atributos. No solamente en términos de la composición de especies, sino también de los procesos ecosistémicos que resultan en la interacción con los componentes abióticos. Una expresión de lo anterior es el caso de la fauna íctica de las aguas continentales de Chile. La comunidad íctica está compuesta sólo por 44 especies (Vila et al., 1999; Dyer, 2000; Habit et al., 2006). De estos, 24 (54%) son endémicos de Chile, un número bajo, si se lo compara con otras regiones biogeográficas del mundo. Sin embargo, algunas especies tienen una distribución restringida a nivel de subcuencas, en surgencias de agua dulce en los márgenes de los salares, como es el caso de género *Orestias*.

En general, la información sobre biodiversidad de los ecosistemas acuáticos en Chile es dispersa, no sistemática, y con una notable diferencia en los esfuerzos de investigación y caracterización realizados en las distintas regiones. Es en este punto donde se requiere aumentar los esfuerzos para disminuir las brechas, en particular por el creciente aumento de las amenazas que afectan a los ecosistemas acuáticos.

Entre las oportunidades que pueden ayudar a disminuir esta brecha, podemos mencionar al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), instrumento que incorpora el análisis de la protección y manejo de ecosistemas acuáticos, sin embargo, existen algunos aspectos que podrían mejorar su gestión: i) los ecosistemas acuáticos deben ser considerados desde una visión sistémica, lo cual implica analizar los mecanismos

y procesos que la vinculan con los componentes ambientales de un ecosistema (ej. sedimentos, biota, actividades antrópicas) y con otros ecosistemas (ej. ríos, lagos, estuarios) y ii) la elaboración de líneas de base y programas de seguimiento deben considerar lineamientos metodológicos con criterios científicos, que permitan el análisis comparativo de los datos en términos espaciales y temporales, e incluso en aspectos tan básicos como la identificación taxonómica de los organismos.

CATASTRO DE ECOSISTEMAS ACUATICOS

Catastros realizados por Castro et al. (1993, 2003), registraron la presencia de 435 humedales ubicados sobre una altitud de 3000 m.s.n.m, entre los 17° y 26° de latitud sur. En 1999 CONAMA y CONAF desarrollan un catastro que abarca alrededor de 4,5 millones de hectáreas de humedales del país, 6% del territorio nacional, evaluando su vínculo con el SNASPE. En el 2000 Ministerio de Obras Públicas (DGA) cartografió 228 acuíferos que alimentan vegas y bofedales de la Región de Antofagasta, en la actualidad esta actividad ha cubierto las Regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá y Atacama.

El 2000 la CONAMA lidero un proyecto de catastro de humedales en la Región del Maule, que es considerado uno de los más completos a escala regional en el país; Hauenstein et al. (2002) describen los humedales de la Región de la Araucanía, elaborando un catastro y clasificación en base a criterios propuestos por la Convención Ramsar, estableciendo niveles de vulnerabilidad asociados a las especies registradas. En el año 2005 la Corporación de Ambientes Acuáticos de Chile elabora un catastro del sistema de humedales costeros de Coquimbo, estudiando estructura de hábitats y evaluando vulnerabilidad de especies, así como elementos de gestión y jurisdicción.

En el 2006 CONAMA-CEA proponen una clasificación y desarrollo un catastro de humedales en base a ecotipos, a partir de la asociación de variables abióticas correlacionadas con la estructura y funcionamiento de familias de humedales; en el 2007 CONAMA elabora un catastro preliminar de humedales costeros entre las Regiones de Coquimbo y la Araucanía. Ahumada & Faúndez (2009) elaboran una guía descriptiva de sistemas vegetacionales azonales hídricos continentales, a partir de un catastro de vegas y bofedales en la ecorregión altiplánica.

En el año 2011 MMA-CEA realiza un catastro nacional de ecosistemas acuáticos, donde se plantea una categorización de los cuerpos de agua, distinguiéndose ríos, lagos y humedales como unidades ecológicas de análisis, para apoyar los mecanismos e instrumentos de gestión territorial del Estado (Figura 1). Los principales resultados permitieron establecer el bajo grado de representación de los ecosistemas acuáticos en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) a escala regional y nacional. Más allá, nos plantea una reflexión con datos país, de los criterios de valoración y priorización que hoy son manejados en el sector. Sólo el 0.5% de los humedales del país se encuentran en áreas de protección oficial y equivalen a 2.7% de las áreas protegidas.

FACTORES QUE DETERMINAN EL ESTADO ECOLOGICO DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DE CHILE

La dinámica de los ecosistemas acuáticos está controlada fundamentalmente por el régimen hidrológico dominante en la cuenca y por ello, diferencias en magnitud, frecuencia y duración del caudal, generan una variedad de respuestas dentro de éste. Durante el periodo de precipitaciones o de mayores caudales, se produce una reducción de la producción biológica, por el "lavado hidráulico" de los componentes bióticos y abióticos. En cambio, durante el periodo de estiaje la producción biológica aumenta debido al incremento del tiempo de residencia del agua y de la radiación solar. Esta alta sensibilidad a los cambios climáticos e hidrológicos conlleva a que la organización de los ecosistemas acuáticos muestre una marcada alternancia temporal y solamente surja cuando las condiciones hidrológicas son favorables. No obstante, existen importantes diferencias en la respuesta de los ríos, lagos y humedales, a cambios en las variables forzantes (CEA, 2006).

Los ríos chilenos al drenar la vertiente occidental de la cordillera de los Andes y desembocar en el Pacífico, con la excepción de aquellos que drenan las planicies altiplánicas y que corren en cuencas paralelas al valle central, son cortos y torrenciales. Este hecho influye directamente tanto en la morfología fluvial como en la calidad química de las aguas, dado que el flujo alto tiende a incrementar la acción erosiva y a transportar mayor cantidad de sedimentos.

En términos generales, los ríos en la zona central y sur de Chile corresponden al tipo ritrónico, siendo su metabolismo fundamentalmente heterotrófico, donde la materia orgánica terrestre (alóctona) es la principal fuente de carbono que sostiene la trama trófica acuática. La materia orgánica es degradada progresivamente por diferentes grupos funcionales de invertebrados acuáticos, los que constituyen la principal fuente de alimento para la fauna íctica. El aporte alóctono de materia orgánica proviene fundamentalmente de la vegetación terrestre nativa. El material particulado alóctono permanece en biomasas altas en el sedimento, incluso después de las crecidas, lo cual permite una rápida recuperación de la estructura de los ecosistemas. En cambio, ríos en la zona norte o tramos cercanos a las desembocaduras al mar (tipo potámicos), están basados en la producción de carbono orgánico autóctono (ej. microalgas, macrófitas), característicos en ambientes poco fluctuantes, en donde los autótrofos son la principal fuente de carbono. Los organismos autótrofos requieren mayor tiempo de recuperación después de una perturbación, debido a los lentos tiempos de recambio generacional. En función del régimen hidrológico es probable encontrar un continuo entre ecosistemas lóticos basados en la utilización de materia orgánica alóctona y/o autóctona, en un gradiente desde la cordillera hacia el mar.

En ríos ritrónicos las perturbaciones exógenas, tales como los eventos hidrológicos estocásticos, serían las principales fuerzas estructuradoras del ecosistema. En cambio, las

Humedales y Sitios Ramsar de Chile

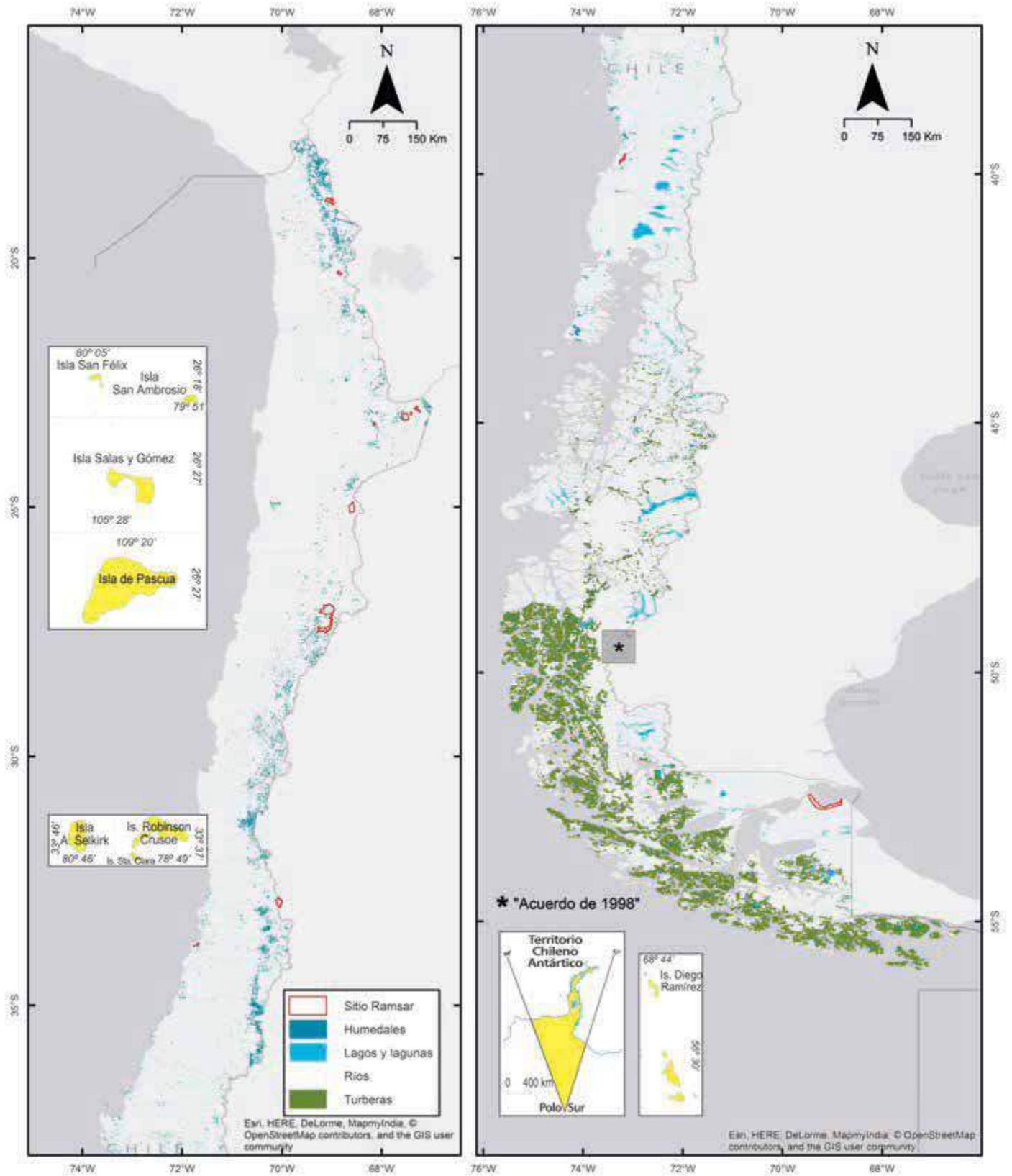


Figura 1. Cobertura de humedales de Chile.



interacciones biológicas endógenas, como competencia o predación, regularían los ríos potámicos basados principalmente en la materia orgánica autóctona. Este patrón resultaría en una capacidad de respuesta diferencial de los ecosistemas a las perturbaciones, en términos de la estabilidad temporal de las estructuras ecológicas. Ríos afectados por crecidas (evento hidrológico), estarían permanentemente regresando a las primeras etapas de la sucesión ecológica. Variaciones en los patrones climáticos a macroescala (e.g. fenómeno “El Niño”), determinarían la importancia relativa de la utilización de carbono orgánico alóctono (metabolismo heterotrófico) y autóctono (metabolismo autotrófico) en el flujo de materia y energía en los ecosistemas lóticos, mientras que las variaciones intranuales del caudal determinarían la magnitud de los flujos de materia y energía intra e intersistémicos. En general, ecosistemas basados en metabolismos heterotróficos serían característicos de ambientes fluctuantes, en cambio, el metabolismo autotrófico sería dominante en ambientes estables.

Las condiciones ecológicas de los ríos son reguladas principalmente por su caudal, en términos del aporte hídrico y material particulado de origen terrestre. Cuando se alteran las condiciones hidrológicas de los ríos, debido al embalsamiento, regulación o trasvasije de las aguas, éstos comienzan

a envejecer, a eutroficarse, debido a que se afecta la dinámica de las crecidas, en términos de su frecuencia e intensidad. Del mismo modo, cambios en el tipo de vegetación que alimenta los ríos, como por ejemplo reemplazo por plantaciones forestales intensivas, conlleva una pérdida de la coherencia funcional que mantienen los ríos con la cuenca de avenamiento.

Existen zonas, como en la Patagonia chilena, donde el aporte de sedimentos de origen glaciar y las bajas temperaturas, imprimen propiedades singulares a los ríos, como su permanente estado oligotrófico y su característico color turquesa, sin que ello sea una limitación para mantener una rica biodiversidad acuática. O bien, zonas como los ríos en la zona norte del país, donde las escasas precipitaciones, elevada evaporación y alta salinidad, genera condiciones extremófilas para el desarrollo de organismos acuáticos (CEA, 2011).

A diferencia de los ríos, la principal característica de los lagos, es que son extensos volúmenes de agua almacenada, con altos tiempos de retención. Esta diferencia implica que las velocidades de flujo son bajas, favoreciendo las especies planctónicas por sobre las bentónicas. Desde el punto de vista físico, los agentes atmosféricos (viento, radiación solar) adquieren una importancia mayor respecto de la influencia de los caudales



La Boca del Rapel, corresponde al estuario de la desembocadura del río Rapel. Foto: Jorge Herreros.

afluentes o efluentes en la dinámica de un lago. En lagos templados en la zona centro sur de Chile, es usual encontrar que la temperatura aumenta en verano, y disminuye en invierno por efecto del intercambio calórico entre la superficie del lago y la atmósfera. La cantidad de energía necesaria para producir la mezcla es directamente proporcional a la diferencia de densidades entre la zona superficial y la profunda del cuerpo de agua. Este proceso se conoce como estratificación, y nace del hecho que un cuerpo de agua estratificado puede considerarse como dos capas (estratos) de densidad homogénea que interactúan continuamente. Usualmente, el estrato superficial se conoce como epilimnion, el profundo como hipolimnion y el intermedio como metalimnion o termoclina en caso que la estratificación sea por temperatura.

La existencia de un perfil estratificado en lagos o embalses tiene gran importancia en el comportamiento químico y biológico de éste, dado que, además de considerar al cuerpo de agua compuesto por dos o más estratos, el intercambio másico entre capas es muy bajo. Este comportamiento implica que la capa profunda se aísla respecto del intercambio con la atmósfera, en particular, el traspaso de oxígeno atmosférico. Al recibir poco oxígeno el hipolimnion, las reacciones químicas en los sedimentos lo consumen, y por lo tanto, es usual encontrar

condiciones anóxicas en el hipolimnion, con la consiguiente liberación de nutrientes y gases tóxicos a la columna de agua. La mezcla de la columna de agua produce que la materia acumulada en el hipolimnion durante el período estratificado quede en contacto con la biota del epilimnion, empobreciendo además la calidad del agua superficial.

La principal relación existente entre los procesos físicos y respuesta química y biológica de un lago, es el tiempo de retención. La relación entre este parámetro y la dinámica químico-biológica es que, si el tiempo de retención es alto, entonces la dinámica del cuerpo de agua está gobernada principalmente por los procesos internos, por ejemplo, crecimiento del fito y zooplancton, reacciones químicas, entre otros. En caso contrario, para tiempos de retención bajos se obtiene que la dinámica del cuerpo de agua esta gobernada principalmente por las condiciones de los afluentes que lavan continuamente el cuerpo de agua.

Entre las principales funciones de los lagos esta la capacidad de producción de materia orgánica autóctona, proceso que se denomina eutroficación. Como ya se señaló anteriormente, la producción biológica en los lagos es regulada por factores como el tiempo de residencia de las aguas y aportes de



Lago Villarrica, Región de La Araucanía. Foto: Jorge Herreros.

nutrientes, dando como resultado una acumulación progresiva de materia orgánica. Los lagos pasan de un estado de bajo contenido de materia orgánica (oligotrófico) hacia un estado de alto contenido de materia orgánica (eutrófico), siendo este proceso unidireccional e irreversible.

Los lagos costeros corresponden a un conjunto particular, ya que se caracterizan por presentar una vinculación muy estrecha con el mar, pudiendo estar conectados en forma permanente (ej. estuarios) y/o temporal (ej. lagunas costeras saladas), a través de una barra de arena. En cualquier caso son sistemas muy dinámicos espacial y temporalmente, en función del balance hídrico y de sales regulado por los caudales de los ríos y el mar, respectivamente (MMA, 2010). Una de sus características más importantes es la presencia de gradientes, que permiten una elevada heterogeneidad espacio-temporal y por ende, disponibilidad de hábitats para especies acuáticas, marinas y riparianas. Esta condición se traduce en que los humedales costeros son sitios de alta concentración de biodiversidad, siendo particularmente relevante la presencia de numerosas especies de aves migratorias (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

En cuencas endorreicas altoandinas se encuentran las vegas y bofedales, se caracterizan por presentar zonas de

acumulación de sales por la elevada evaporación, proceso que constituye la principal pérdida de agua del sistema. Este proceso genera fuertes gradientes espaciales, desde los puntos de afloramiento de aguas subterráneas ("surgencias") hacia los sectores de menor altitud ("lagunas terminales"). La dinámica natural de estos ecosistemas está controlada por el aporte de agua subterránea y condiciones climáticas regionales, esto los hace particularmente sensibles a la disminución en el nivel del acuífero y/o aporte hídrico. Una disminución de los mismos origina la compresión areal de los cuerpos de agua y sistemas vegetacionales. Desde un punto de vista ecológico, estos sistemas tienen una elevada riqueza de especies, constituyendo áreas de concentración de la biodiversidad en la región altiplánica ("hot spot"), particularmente por la presencia de comunidades extremófilas. La estrecha relación que se genera entre las comunidades biológicas y el medio físico, determinan la existencia de dinámicas únicas con alto grado de endemismo en cada ecosistema, sobre la base de la sustentabilidad temporal que le imprimen los afloramientos de aguas subterráneas.

Las turberas son ecosistemas capaces de acumular y almacenar materia orgánica muerta en forma de turba. En una turbera la formación y acumulación de turba ocurre a mayor velocidad de la que se descompone, de esta forma ocurre una



Lago Budi, Región de la Araucanía. Foto: Jorge Herreros.

estratificación estructural y funcional de acuerdo a los diferentes procesos relacionados con los cambios en agua, oxígeno y nutrientes en un perfil vertical. A pesar de la importancia ecológica de las turberas, en términos de biodiversidad y procesos ecosistémicos a escala mundial, la caracterización general de estos sistemas a escala local y regional todavía permanece poco explorada. La extracción de turba, el drenaje de ellas para cambiar su uso de suelo y el uso de fuego o incendios que las afectan al sur de Chile, sumado a los procesos de cambio climático global, generan una urgente necesidad de entender a cabalidad las propiedades estructurales y funcionales de las turberas y así tener un marco científico para un apropiado manejo de estos sistemas.

AMENAZAS QUE AFECTAN EL ESTADO ECOLÓGICO DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

A partir del siglo XIX, los ríos, lagos y humedales, en general, se consideraron recursos que se podían explotar sin ninguna limitación de tipo ambiental. Así, desde esa época, se han secado una gran cantidad de vegas y bofedales en el norte del país y turberas en la zona sur, y los principales cauces se utilizaron para el regadío hasta el nivel de prácticamente agotar el escurrimiento superficial en determinados tramos, que se denominan “secciones de los ríos”, situación que se presenta de la

Región del Maule hacia el norte. Por otra parte, desde el punto de vista de la calidad del agua, aunque ya en 1916 se dictó una ley que prohibía la contaminación de las aguas, en la práctica no existió algún control de los vertidos a los cauces naturales. Además, desde el siglo XIX se introdujeron masivamente especies exóticas a ríos y lagos, comprometiendo seriamente la existencia de las especies acuáticas nativas.

Como resultado de estas prácticas históricas o de acciones recientes, se puede señalar lo siguiente respecto de la actual situación ambiental en el país en relación a los ecosistemas acuáticos:

- Zona norte. Se puede observar una tendencia a la disminución del caudal superficial y de los acuíferos, por el aumento de los usos consuntivos (en especial minería y agua potable, APR Ingeniería, 2010), y un aumento de la salinización de las aguas, como resultado de la disminución de los flujos y la elevada evaporación de esa zona, lo que se agrega a la elevada salinidad natural de muchos cauces (por ejemplo: los ríos San José y Copiapó). Lo anterior ha afectado a vegas y bofedales, e impactado negativamente la biodiversidad con una disminución de la riqueza y abundancia de las especies acuáticas, incluso originando la extinción local de alguna de ellas (por ejemplo, camarón de río y pejerrey del norte en el río Loa).



Humedal de la desembocadura del río Copiapo, Región de Atacama. Foto: Jorge Herreros.

- Zona central y norte chico. En esta zona se presenta una tendencia a una disminución generalizada del caudal superficial por aumentos de los usos consuntivos (en especial desde la agricultura). Asimismo, se ha observado una disminución de la calidad del agua por un incremento del estado trófico de los cuerpos de agua, como consecuencia de las descargas de nutrientes provenientes de las aguas urbanas (a pesar del tratamiento de las mismas, CEA, 2009), sumado a aportes originados en la agricultura y la industria agropecuaria. Todo ello se manifiesta en los tramos terminales de varias cuencas hidrográficas y en la situación de algunos lagos y ríos costeros, que tienen un componente social relevante porque afectan actividades que dependen de la calidad ambiental de este tipo de sistemas (ej. pesca, turismo en lagos Lanalhue, embalse Rapel, laguna de Aculeo). Asimismo, en diversos cauces se presenta una alteración del régimen hidrológico natural por la existencia de obras hidráulicas que alteran la continuidad hídrica y el flujo natural de sedimentos y materia orgánica, con los consiguientes impactos ambientales.

- Zona sur: Se ha observado un incremento de la carga de nutrientes derivados de actividades acuícolas (por ejemplo: lagos

Chapo, Llanquihue, Rupanco, Puyehue, Ranco. WWF, 2007). Es preocupante la alteración ecológica producida por la introducción de especies exóticas, (por ejemplo truchas, salmones y *Didymo* en los lagos araucanos o ríos de la Región Aysén del general Carlos Ibáñez del Campo), algunas de las cuales han llegado a adquirir la condición de plagas, produciendo en algunos casos la alteración de los patrones de escurrimiento de las aguas (ej: castores en Región de Magallanes y Antártica Chilena. MMA, 2011).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El estudio “Recopilación de Información de Indicadores de Servicios Ecosistémicos a Nivel Nacional e Internacional”, realizado por la Fundación Centro de los Bosques Nativos (FORECOS, 2014), identificó los principales servicios ecosistémicos provenientes de los ecosistemas acuáticos (Tabla 1). Los resultados permiten establecer el rol fundamental que juegan los humedales a diferentes escalas, desde la sostenibilidad de comunidades locales hasta procesos globales. Lo anterior permite establecer la necesidad de lograr un entendimiento más acabado de las propiedades de los ecosistemas acuáticos e implementar medidas efectivas para su conservación.

MONITOREO DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Recientemente se ha comenzado a tomar conciencia de la importancia de la conservación de la biodiversidad dentro del patrimonio natural para su desarrollo como nación, y del papel que desempeñan los ecosistemas acuáticos en esa materia. Razón de lo anterior, el Ministerio de Medio Ambiente comenzó en año 2012 un programa de seguimiento de los ecosistemas acuáticos. Los primeros esfuerzos estuvieron centrados en determinar el estado ecológico de lagos costeros localizados entre las Regiones de Coquimbo y de los Lagos, estableciendo que la mayoría de los cuerpos de agua se encontraban en una condición eutrófica. En estos últimos años el programa ha incorporado ríos de la zona norte, centro y sur del país, para alcanzar un diagnóstico representativo a escala nacional.

En este contexto, resulta fundamental incluir a las comunidades locales en esta tarea, ya que son ellas las que mantienen

un contacto más estrecho con los ecosistemas acuáticos y además mantienen un conocimiento histórico-cultural de los fenómenos que los afectan y sus respuestas.

CONCLUSIONES

Los ecosistemas acuáticos en todas sus expresiones ecológicas, son componentes fundamentales para la mantención de la biodiversidad, servicios ecosistémicos, mantención de las comunidades humanas y crecimiento de los diferentes sectores económicos del país. Sin embargo, debemos respetar los principios básicos que mantienen su estado ecológico (sensu Ramsar), donde la disponibilidad del recurso hídrico (cantidad y calidad) es el eje central en su estrategia de conservación.

En la actualidad el conocimiento científico que se dispone de la biodiversidad acuática es limitado, se restringe a grupos

Tabla 1. Servicios ecosistémicos provenientes de los ecosistemas acuáticos.

Servicio Ecosistémico	Descripción
1. Almacenamiento de agua para agua potable	Los ecosistemas acuáticos (ej. humedales) y terrestres a través de las funciones del suelo cumplen un importante rol almacenando agua la cuál puede estar disponible a distintos usos.
2. Purificación del agua	Los ecosistemas acuáticos (ej. humedales) y terrestres a través de las funciones del suelo cumplen un importante rol purificando el agua, reteniendo los contaminantes que acarrea en sus sedimentos, suelo y vegetación. Algunas plantas pueden absorber y guardar metales pesados, como hierro y cobre.
3. Regulación del clima global	No existen antecedentes a nivel nacional.
4. Regulación del clima local y regional	Los ecosistemas acuáticos y terrestres cumplen roles importantes en la mitigación de los efectos del cambio climático al actuar por ejemplo como sumideros de carbono (la destrucción de ellos significaría una liberación de CO ₂ , un GEI).
5. Pesca comercial	Los ecosistemas acuáticos y particularmente marinos, proveen una gran cantidad de recursos pesqueros que proveen alimento a poblaciones tanto locales como distantes.
6. Purificación y oxigenación del agua	Los ecosistemas acuáticos (ej. humedales) y terrestres a través de las funciones del suelo cumplen un importante rol purificando el agua, reteniendo los contaminantes que acarrea en sus sedimentos, suelo y vegetación. Algunas plantas pueden absorber y guardar metales pesados, como hierro y cobre.
7. Carácter natural	Los ecosistemas influyen los sistemas de conocimiento tradicional y formal de las poblaciones humanas que habitan en torno a ellos, sirviendo como fuente de educación, investigación científica e inspiración. Al mismo tiempo, constituyen la base para el desarrollo de relaciones sociales y son un pilar central para promover el sentido de pertenencia de las personas en el territorio. Las personas encuentran belleza o valor estético en aspectos de los ecosistemas, como se refleja en el apoyo a creación de rutas escénicas y la selección de ubicaciones para el emplazamiento de viviendas. Las personas eligen donde ocupar su tiempo de entretención y esparcimiento basado en parte en las características de los paisajes naturales o seminaturales de una determinada área.
8. Carácter del paisaje	
9. Paisaje cultural	
10. Regulación hídrica	En estrecha relación con la capacidad de almacenar agua, los ecosistemas terrestres y algunos ecosistemas acuáticos como los humedales, contribuyen a la regulación hídrica. Esto a su vez aporta por ejemplo a la reducción de la extensión, duración y frecuencia de las inundaciones producidas por excesos de precipitación y/o desborde de cuerpos de agua y también a la disponibilidad de agua en periodos críticos de abastecimiento.

Fuente: Fundación Centro de los Bosques Nativos (FORECOS), 2014.





El río Lluta, nace en la cordillera de los Andes, desde donde fluyen sus aguas hasta su desembocadura, moldeando el paisaje. Quebrada de Allane, Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

como los peces, plantas e invertebrados acuáticos, en aspectos vinculados con la historia de vida de algunas especies. En este ámbito se requiere un fuerte apoyo para conocer la biodiversidad existente en los ecosistemas acuáticos, en particular en aquellos que presentan mayor amenaza, como las turberas, vegas, bofedales y lagos costeros. Esta medida debería necesariamente estar acompañada con un aumento en el nivel de protección oficial de los ecosistemas acuáticos en el marco del SNASPE, a escala regional y nacional.

En el contexto del manejo ambiental de los ecosistemas acuáticos, en los últimos años se han establecido las bases mínimas para el monitoreo y fiscalización del estado trófico de los lagos, establecimiento de caudales ambientales en los ríos, guías para la conservación y seguimiento ambiental de humedales andinos. Sin embargo, todavía no existe en el país una definición clara de los objetivos de conservación de los ecosistemas y biodiversidad acuática, y de la relación entre dichos objetivos y las variables hidrológicas relacionadas. Requiriéndose una coordinación interinstitucional acorde a las exigencias actuales, con un enfoque sistémico por sobre los análisis sectoriales aplicados actualmente.

Los ecosistemas acuáticos en la actualidad son un elemento central en la discusión política, ambiental y social del país, donde participan diversos grupos de interés. Sin embargo, debemos avanzar desde el ámbito de las percepciones a la evidencia científico-técnica, para lograr coherencia entre la conservación de los ecosistemas acuáticos y su uso sustentable.

5.3.2 HUMEDALES DE CHILE; DIVERSIDAD, ENDEMISMO Y DESAFÍOS PARA SU CONSERVACIÓN

Alejandra Figueroa

INTRODUCCIÓN

Los humedales en Chile, así como en muchos países son un tema de interés creciente, es así como muchas de las políticas públicas que se han adoptado para asegurar la conservación de humedales, desde hace más de una década, buscan proteger y hacer un uso sostenible de estos ecosistemas, cada vez más escasos, y paradójicamente ambientes únicos para algunas especies de animales y plantas, así como para el bienestar humano. Tarea que depende de un entendimiento integral, en el ámbito científico, social, económico y político.

Las variadas condiciones climáticas y geológicas que presenta Chile, permiten la expresión de una diversidad de humedales, que destacan por su singularidad, belleza y fragilidad. Esto diversidad ofrece una amplia gama de recursos, como bienes y servicios y una oportunidad para las personas que viven o dependen de estos ecosistemas de manera directa. Mucha se concentra en las desembocaduras de ríos, en cabeceras de cuencas, en las riberas de lagos, lagunas o en las cercanías de esteros o quebradas. Las zonas costeras en Chile concentran la mayor población nacional, como las ciudades de Valparaíso, Concepción, Coquimbo, Valdivia, cuyo crecimiento económico y social ha olvidado incluir a los ecosistemas de humedales como parte integral de su desarrollo. Son pocos los ejemplos donde estos humedales han sido recuperados o conservados para que formen parte del cotidiano de las personas, como un «órgano» vital en el tejido ecológico y social.

La expansión de las ciudades hacia zonas típicamente rurales, sin considerar planes de manejo y protección de los humedales, ha incidido negativamente en la mantención de humedales costeros y lagunas interiores, o de sistemas temporales y no por ello menos importantes. Los cambios en los patrones de localización de la población, han redefinido la dinámica natural de muchos de estos ecosistemas, y con ello la pérdida de servicios ecosistémicos que nos entregan. Esto obliga a concretar medidas de gestión transversales que impulsan las distintas instituciones del Estado con responsabilidades en la gestión del agua y ecosistemas de humedales, muchas de éstas propuestas desde hace años en la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de los Humedales de Chile.

Este capítulo pretende, acercar al lector a los humedales de Chile y su diversidad, invitándolo a reconocer la importancia de estos ecosistemas, y la importancia de conservarlos. Comentamos algunas iniciativas que han permitido mejorar su conocimiento y conservación y finalmente se entrega una síntesis de los Sitios Ramsar de Chile.

TIPOS DE HUMEDALES PRINCIPALES EN CHILE Y SU LOCALIZACIÓN

Ya nos hemos referido en la introducción a la amplitud de nuestro territorio y con ello la presencia de una diversidad climática, desde zonas áridas en el norte, hasta la hiperhúmeda y estepárica fría en el extremo sur de Chile, sin olvidar nuestras islas en el Océano Pacífico, donde también existen humedales. Desde el extremo norte de nuestro país hasta la región del Maule las cuencas hidrográficas son deficitarias en agua, hacia el sur los humedales son cada vez más frecuentes y diversos.

Hacia el extremo norte, los humedales se presentan principalmente en la zona altoandina de la Cordillera de Los Andes, la zona de la Puna, aquí predominan las cuencas endorreicas en una red hidrológica dibujada por la geología de Los Andes, donde se manifiestan salares, lagunas andinas, vegas y bofedales. La dependencia entre los acuíferos que alimentan estos humedales, es estrecha y frágil. En esta misma región biogeográfica un solo río desemboca en el mar con pequeños caudales, el río Loa, formando ambientes costeros, que hasta hace unos pocos años eran utilizados por la población local para extraer camarones, actividad que se ha visto mermada con la reducción de caudales de agua dulce y las variaciones en la dinámica costera. Un ejemplo de esto corresponde a humedales localizados entre las regiones de Arica y Parinacota y Coquimbo, muchos de ellos han desaparecido o se ha constatado su reducción o desecación.

Hacia la zona central de Chile entre los 27° S y 31° S, cambian las características climáticas y los ambientes dejan de estar dominados por alta radiación y procesos de evaporación, desapareciendo los salares y bofedales, y predominando los humedales andinos de vegas, aparecen los sistemas de valles transversales, los humedales temporales (quebradas y esteros).

Hacia la zona sur de Chile aumenta la diversidad de ambientes y consecuentemente los tipos de humedales. Los ríos son más caudalosos, aumenta la vegetación y se multiplican las zonas de mallines, humedales ribereños, palustres, lacustres (lagos, lagunas), estuarios, humedales boscosos, marismas y turberas no arboladas, éstas últimas tienen su mayor expresión en la zona sur – austral de Chile, entre los 39°S y 56°S (entre las regiones de Los Lagos y de Magallanes).

Una situación particular se identifica en la Patagonia semiárida (precipitaciones que no superan los 400 mm al año), donde se han descrito en el Parque Nacional Torres del Paine, lagunas cerradas de origen glacial, sin drenaje y con aportes pluviales, es el caso la Laguna Amarga y Lago Sarmiento, donde al igual que en sistemas altiplánicos de la Región de Antofagasta (Díaz, 2015; Farías et al., 2014 y 2015) se describen Microbialitos; Trombolitos y estromatolitos.

La relación entre ecosistemas de humedales y la población es estrecha, la mayoría se encuentra en la franja costera de



Humedal del Sitio Ramsar Laguna del Negro Francisco-Santa Rosa, altiplano Región de Atacama. Foto: Jorge Herreros.



Los humedales cumplen varias funciones, entre ellas las de proveer agua potable a pequeñas comunidades rurales. Vertiente de Puertecillo, Región del Libertador Bernardo O' Higgins. Foto: Jorge Herreros.

nuestro país, a orilla de ríos o esteros o en la desembocadura de los mismos, de ellos se extraen recursos naturales como: mariscos, peces, e incluso sal, son utilizados como rutas de navegación y como atractivos turísticos.

En Chile podemos encontrar varios tipos de humedales, algunos de los cuales han sido caracterizados (Hauenstein et al., 1999b, Diversidad vegetal en humedales costeros de la Región de la Araucanía) como los que presentamos a continuación, y que en algunos casos sus nombres obedecen a denominaciones dadas por las comunidades locales:

Hualves (Bosques pantanosos):

Bosques húmedos, con vegetación nativa, anegados y con drenaje deficiente. Formados por mirtáceas nativas, como el temo (*Blepharocalyx cruckshankii*), la pitra (*Myrceugenia exsucca*), el chequén (*Luma chequén*), y el tepu (*Tepualia stipularis*), todas ellas especies leñosas. Estos humedales son hábitat del huillín o nutria de río (*Lontra provocax*) del camarón de vega (*Parastacus nicoletti*). Muchas comunidades indígenas tienen una estrecha relación con este tipo de

humedales, como parte de sus actividades, un ejemplo de esto es el estuario del humedal de Queule.

Ñadis

Sistemas con suelos delgados, saturados o anegados sólo en invierno, poseen una capa de fierrillo impermeable entre el suelo orgánico y el sustrato de ripio, con grandes deficiencias de macro y micronutrientes, con altos valores de aluminio y pH relativamente ácidos (5-7). Se localizan en la depresión intermedia del centro sur de Chile, entre las regiones de la Araucanía y Los Lagos. Poseen una pobre diversidad de especies. Este tipo de humedales ha sido utilizado para el pastoreo de animales y en algunas zonas del territorio nacional, drenados para habilitar suelos para agricultura. En mapudungun ñadi significa pantano de temporada.

Albúferas

Lagunas salobres, localizadas en la zona litoral, con conectividad estacional con el mar. Altamente eutrofizadas, debido a la carga de sales que reciben desde el mar. Un ejemplo de estos sistemas es la Albufera del Yali, humedal protegido como



Tabla 1: Clases, según clasificación funcional, tipos de humedales comunes en Chile y localización.

TIPO	Clasificación funcional por ecotipo	Nombres comunes o locales	Localidad con tipo característico
Humedal costero	Intrusión salina	Lago costero, laguna costera, marisma, estuario.	Lago Budi, Sitio Ramsar Laguna Conchalí, Sitio Ramsar El Yali, Humedal Tubul-Raqui, Estuario del río Queule, Laguna Cahuil
	Evaporación	salar, bofedal, Puquios	Salar de Atacama, Sitio Ramsar Surire, Sitio Ramsar Sistema hidrológico Soncor, Salar de Huasco
Humedal continental	Infiltración (A)	Hualve, pitranto, ñadi, charco, pantano	Humedales depresión central de las regiones VII-IX y sectores de Chiloé. Zona costera de Araucanía; entre Queule y Toltén
	Infiltración saturado (B)	Mallín, turberas, pomponales	Parque Karukinka (Tierra del Fuego), Parque Nacional Chiloé, a lo largo de la Isla grande de Chiloé.
	Escurrentía	Río, arroyo, esteros, lagos	Río Lluta, Río Clarillo, Río Bío-Bío, Lago Villarrica, Lago Chungará, Sitio Ramsar Parque Andino Juncal.
	Afloramientos subterráneos	Vega, bofedal, ciénagas	Sitio Ramsar Laguna Santa rosa y Negro Francisco, Parinacota, Jachucoposa, Ciénagas de Name

Sitio Ramsar, junto a otras lagunas se encuentra dentro de la Reserva Nacional El Yali (región de Valparaíso).

Marismas

Son pantanos salobres que se forman cerca del litoral, en la desembocadura de los ríos, donde están sometidas a la influencia de las mareas. La mayoría de las plantas que allí habitan son suculentas o halófitas, que soportan alta salinidad. Las marismas de Puerto Saavedra y Boca Budi en la provincia de Cautín, y las de Mehuín y Chaihuín en la provincia de Valdivia, son un ejemplo de ellas.

La Tabla 1 presenta algunos ejemplos de los tipos de humedales en Chile y ambientes donde es posible identificarlos y su relación con la clasificación funcional de los humedales de Chile, desarrollada para el Ministerio de Medio Ambiente (MMA-CEA, 2007).

Inventario nacional y el seguimiento ambiental de humedales de Chile. Alcances, objetivos y desafíos

El inventario nacional de humedales, nace como una necesidad de establecer criterios estandarizados para reconocer los distintos tipos de humedales del país y construir una cartografía a nivel nacional. Se da inicio así el 2011, bajo una misma metodología, al desarrollo de un catastro nacional, a partir del cual se identifica la superficie y localización de los diferentes cursos y cuerpos de agua existentes en el país. El inventario nacional es el medio para consolidar las estrategias de conservación y la toma de decisiones a escala país que corresponde a un proceso continuo.

La información con la que se cuenta hoy permite saber dónde están y qué superficie tienen los humedales, la información de detalle, fin último para consolidar el inventario nacional en un sistema único, es un trabajo en progreso y permanente.

Los humedales urbanos del Concepción metropolitano (CONAMA, 2008) abarcan un área aproximada de 10.602 ha, de las cuales aproximadamente el 49,2 % corresponde al gran humedal de Concepción del río Bío-Bío; registrando un total de 61 ecosistemas de este tipo en las diez comunas mencionadas.

En cuanto a la diversidad de especies, estos sistemas presentan un alto endemismo (Vila et al., 1999). Los peces y las aves son los grupos más emblemáticos entre los vertebrados. Otro grupo característico, corresponde a los macrófitos, plantas acuáticas, que se aprecian como alimento y hábitat de varias especies.

Particular mención merecen las especies ícticas de cuencas endorreicas (no desembocan en el mar), que habitan lagunas del altiplano, ríos, y estuarios. De las 44 especies ícticas nativas existentes en Chile continental, el 81% son endémicas y sólo 4 corresponden a especies cuyo hábitat está restringido a humedales altiplánicos de la zona árida (Vila et al., 1999) un número bajo si se lo compara con otras regiones biogeográficas del mundo.

Por otra parte, las aves de los humedales presentan adaptaciones específicas al tipo de sistema y alimentación. Se reconocen entre unas 133 a 141 especies de aves, ampliamente distribuidas a lo largo de Chile (Victoriano et al., 2006; Vilina & Cofré, 2008), y pueden ser apreciadas en muchos humedales a lo largo del país, desde el altiplano (sobre los 2.300 m.sn.m.) hasta el sur austral de la patagonia chilena.

Cambios y amenazas sobre los ecosistemas de humedales

Los humedales permiten "percibir" la condición ecológica-ambiental de la cuenca y de los cambios que en ella ocurren, así como también de las actividades que se realicen en el interior de ecosistemas aledaños, es por ello que **los humedales pueden ser considerados como indicadores de la condición ambiental (CEA, 2007) y los cambios en las características ecológicas de los mismos, induce alteración adversa sobre los componentes, procesos y servicios** (Aplicación Art. 3.2, Convención Ramsar).

En general, las alteraciones más comunes sobre humedales son aquellas que generan cambios irreversibles en su estructura y son las del tipo físico, entre estas podemos citar; la alteración de la barra terminal, la extracción y modificación de caudales de agua superficiales desde tributarios (ej. camino costero, extracción agua), la quema de vegetación ripariana, la extracción de agua subterránea no regulada desde acuíferos que alimentan humedales superficiales, la alteración de cauces (MMA, 2007).

Por otra parte el uso de fertilizantes y pesticidas, y la descargar residuos industriales líquidos sin tratamiento (Riles) con alta concentración nutrientes generan cambios en la calidad y determinan cambios en las funciones del sistema. Otros factores como la sustitución de bosque nativo, el drenaje de suelos, la construcción de caminos costeros fragmentando los humedales, o modificando la dinámica de la barra terminal que conecta lagunas costeras y estuarios con el mar, implica cambios en los humedales, en muchos casos sin retorno.

La integridad ecológica de los humedales está siendo alterada junto con el aumento de la población y de las actividades humanas no sustentables, afectando la calidad del agua, perdiendo humedales y su biodiversidad. La creciente demanda de agua, la extracción de agua desde los acuíferos a una velocidad mayor que la recarga, sumado a los cambios en los patrones de precipitaciones y el retroceso de los glaciares que alimentan cauces y lagos, establecen un escenario complejo para la mantención de ecosistemas de humedales.

HUMEDALES ANDINOS

Los humedales altoandinos han sido utilizados históricamente por grupos humanos para realizar actividades culturales y de sobrevivencia y, desde hace décadas por un sector relevante de



Río Maipo a la altura de Baños Morales, es sustento principal del aporte de agua potable de la ciudad de Santiago. Cajón del Maipo, Región Metropolitana de Santiago. Foto: Jorge Herreros.

la economía, la minería. Sin embargo, son pocos los que conocen su importancia y muchos menos los que han contemplado su belleza.

Los ecosistemas de humedales andinos están localizados, por lo general, en alturas que superan los 3.000 msnm, a diferencia de los humedales altiplánicos que se localizan sobre los 2.300 msnm. Los humedales altoandinos son ecosistemas frágiles, escasos y con un endemismo relevante.

Desde un punto de vista ecológico, estos sistemas tienen una elevada riqueza de especies, en respuesta a la heterogeneidad espacial, constituyendo áreas de concentración de la biodiversidad en la región altiplánica ("hot spot"). Dados los factores locales que se presentan en las diferentes cuencas; hidráulicos, edafológicos, la calidad del agua e incluso por los fenómenos de aislamiento geográfico, la composición biológica de los humedales en general es específica, es así como en los humedales altonadinos existe una exclusiva ictiofauna endémica (Vila et al., 1999), característica y única de estos ecosistemas.

Los humedales andinos corresponden a ecosistemas ampliamente distribuidos en la cordillera de los Andes, constituyen lugares de alta relevancia en cuanto a diversidad biológica y por su rol en los sistemas productivos de las comunidades locales. Los humedales andinos conforman sistemas con una gran variedad de ambientes, en particular en la zona árida de los Andes de La Puna Seca. La composición típica de estos ambientes son salar, bofedal y vega (Centro de Ecología Aplicada, 2006), pero también es posible distinguir

una variedad de otros tipos, entre ellos: lagos y lagunas de agua dulce, aguas termales y géiseres. Asociados a estos ambientes acuáticos se identifican formaciones densas de ciperáceas inundadas o semi-inundadas cercanas a lagos y lagunas, vegas o chuscales.

Estudios recientes (Farías et al., 2014) han evidenciado la existencia de un mundo microbiano en salares y lagunas altonadinas de Chile y Argentina, que sólo se repite en determinadas partes del mundo. Entre estos grupos microbianos se pueden distinguir a las cianobacterias, microbialitos, estromatolitos, evaporitas y una variedad cuya nomenclatura varía de acuerdo a su estructura y composición. Estos microorganismos, son los que dieron paso a la vida en el planeta. Esto los hace especiales y deben llamar nuestra atención para brindarles protección.



Laguna del Sistema hidrológico Soncor, Salar de Atacama. Reserva Los Flamencos. Créditos: R. Galleguillos.

LOCALIZACIÓN DE LOS HUMEDALES ANDINOS

La región de la estepa andina se encuentra en la Cordillera de Los Andes (árida y semiárida), se extiende en el límite con Perú y Bolivia, hasta las montañas andinas de la región de La Araucanía. En la Región de la estepa andina es posible identificar dos subregiones: Subregión del altiplano y de la Puna y Subregión de los Andes Mediterráneos.

Puna Seca

Bioregión asociada a las altiplanicies andinas caracterizada por fríos intensos, aridez y fluctuaciones diarias de temperatura. Por su latitud está sujeta a drásticos cambios climatológicos estacionales.

Sub región de los Andes Mediterráneos

Se desarrolla en los Andes Mediterráneos desde la región de Atacama a la región del Maule. En esta sub-región, a diferencia de la sub-región del Altiplano y la Puna, las precipitaciones se concentran en invierno aumentando de norte a sur. La forma de vida predominante en las partes altas son las plantas arbustivas, herbáceas o en forma de cojín, mientras que en las partes más bajas penetran elementos esclerófilos en el norte y caducifolios en el sur.

Subregión de las Cordilleras de la Araucanía

Se extiende desde la región del Bío-Bío hasta el norte de la región los Lagos, ocupando las partes altas de la cordillera de los Andes y la de Nahuelbuta. Presenta condiciones estivales más favorables que la sub-región de las cordilleras patagónicas en el que la presencia de humedales se inserta en una matriz de formaciones de araucaria, bosques del género *Nothofagus* y formaciones de estepa del género *Festuca*.

A partir de esta clasificación (Ahumada & Faúndez, 2009) se pueden identificar ciertos tipos vegetales asociados a los humedales andinos y altoandinos, como se describen en la Tabla 2.

Estos tipos vegetales entregan condiciones diversas para un conjunto de especies de vertebrados, como; microorganismos, insectos, aves, peces, zorros, alpacas y guanacos, que habitan estos ecosistemas de humedales.

Dentro de los diversos grupos de aves que habitan los humedales altoandinos, los flamencos son quizá el grupo más emblemático, tres de las cinco especies descritas en el mundo habitan humedales de Chile y dos de éstas especies de flamencos habitan y se alimentan en salares y lagunas de la puna (Vilina, 2006, 2008), como la parina grande (*Phoenicoparrus andinus*) y la parina chica (*Phoenicoparrus jamesi*). La tercera especie en Chile, el flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*), puede ser visto en lagunas costeras e incluso lagunas interiores de Aysén y Tierra del Fuego.

HUMEDALES COSTEROS

Los humedales costeros están localizados en las zonas terminales o desembocaduras de ríos y esteros, se caracterizan por mantener una dependencia hidráulica con el mar, ya sean sistemas abiertos, como los estuarios, o cerrados temporalmente, como las lagunas costeras. La estrecha dinámica que mantienen los caudales continentales con el mar hace de estos sistemas, ambientes especiales. Son hábitat de especies, proveen de servicios ecosistémicos, determinan la calidad de nutrientes en las zonas costeras y son ecosistemas que moderan inundaciones o tormentas, minimizando los riegos de éstas sobre las comunidades costeras (ejemplo de ello fueron Tubul Raqui, Roncuant Andalien durante el tsumani que afectó las costas de la región del Bío-Bío, 2010). Estos humedales son refugio de aves migratorias, ofrecen alimento y nidificación, son hábitat de peces con ciclos de vida eurihialino (etapa marina y otra continental) y son una oferta importante de alimento para las personas, los encontramos a lo largo de la costa de Chile, sin embargo, su mayor expresión se da desde la región de Coquimbo al sur.

Tabla 2. Descripción de la vegetación asociada a la zona biogeográfica de los humedales andinos y altoandinos. Tomado de: Ahumada & Faúndez, 2009. Modificado.

Área biogeográfica	Descripción vegetacional
Puna Seca:	La vegetación característica para la Puna seca chilena es la vegetación herbácea y arbustiva (conformada por pequeños pajonales y arbustos enanos dispersos). Presenta cuencas principalmente endorreicas en cuyo nivel de base aparecen parches de vegetaciónazonal en una zona predominantemente desértica. Los humedales típicos que existen en la Puna son: salar, bofedal y vega
Sub región de los Andes Mediterráneos :	La forma de vida predominante en las partes altas son las plantas arbustivas herbáceas o en forma de cojín, mientras que en las partes más bajas penetran elementos esclerófilos en el norte y caducifolios en el sur.
Subregión de las Cordilleras de la Araucanía:	Presenta condiciones estivales más favorables que la sub-región de las cordilleras patagónicas en el que la presencia de humedales se inserta en una matriz de formaciones de araucaria bosques del género <i>Nothofagus</i> y formaciones de estepa del género <i>Festuca</i> .

Distribución y tipos de Humedales en la costa de Chile

Estos humedales se localizan a lo largo de la costa continental y en las islas oceánicas, incluyendo a la Isla de Chiloé. Todos los ríos de cuencas exorreicas corren de este a oeste, desembocando en el mar. Es posible reconocer en Chile humedales costeros del tipo: marismas, lagunas, planicies mareales y estuarios, estos últimos son numerosos y su mayor expresión se da al sur de los 35° lat.S (Zona subhúmeda, región del Maule y Región del Bío-Bío), son de tamaño menor (Campos y Moreno, 1985). Entre los 35° S y los 40° lat.S los estuarios, lagos y lagunas costeras son numerosos y hacia el sur de los 40°S la costa se hace irregular y aparecen los deltas, fiordos y canales australes. Otros tipos costeros son las marismas de la zona oriental de la Isla de Chiloé, donde los desplaves, en algunos casos de varios kilómetros, dejan al descubierto sustrato rico en nutrientes, pelillo y alimento para aves, es el caso de los humedales de Dalcahue, Putemún, Quinchao, Curaco de Velez, entre otros, donde además se realiza extracción de mariscos.

Los grandes estuarios se manifiestan al sur del río Mataquito (región del Maule), aportando con nutrientes y sedimentos que favorecen la productividad en la zona costera (Stuardo & Valdovinos, 1989). Entre los humedales costeros merece ser destacado un grupo especial que corresponde a los humedales boscosos de la zona costera de la región de la Araucanía, (sector de Mahudanchi, río Boroa, Toltén y Queule) denominados "hualves" (en lengua mapuche significa ciénaga o pantano. Ferriere, 1982), conocidos también como "pitrantos", que no reciben aportes salinos, pero si la influencia diaria de las mareas. La principal característica de los humedales boscosos es que permiten la existencia de vegetación hidrófila, en Chile predominan en estos humedales los géneros *Myrceugenia*, *Blepharocalyx*, *Luma* y *Tepualia*, con un dosel arbóreo entre 18 y 20 m de altura (Ramírez et al., 1995; Correa, Araneda et al., 2011). Estos humedales son ambientes preferidos del huillín (*Lontra provocax* Thomas 1908), siendo hábitat también de anfibios, aves, insectos y mamíferos.

Perturbaciones en los Humedales Costeros

Los humedales costeros están sometidos a la presión de las actividades que se desarrollan a nivel de la cuenca. Los sistemas más alterados corresponden a los sistemas costeros de la zona centro sur de Chile, y esto no es casual, aquí se concentra la población de Chile, se concentran las actividades industriales (a excepción de la minería que se desarrolla en la zona norte de Chile) y las visitas estivales por veraneantes. Las prácticas no sustentables de la actividad agrícola, también imprimen presión sobre los sistemas costeros, como el drenaje, la quema de suelos y pastizales, el uso de pesticidas y herbicidas, ya que una fracción es vertida a las aguas por arrastre o, a por contaminación de acuíferos. La tala y quema de vegetación ribereña genera un alto impacto a la dinámica funcional de estos sistemas. Adicionalmente, una de las acciones más frecuentes sobre las desembocaduras de ríos y esteros es la alteración de las barras terminales.

La condición ambiental general de los humedales costeros, evaluada en función de los niveles de trofía (carga de nutrientes y clorofila "a"), permite señalar un deterioro progresivo de estos sistemas. Durante el verano del 2011 y del 2013 se monitorearon 68 sistemas costeros, prácticamente todos los sistemas mostraron una tendencia hacia la eutrofización e hipereutrofización (MMA, 2011; MMA, 2013). Para la región del Bío-Bío (MMA-EULA, 2011) de 11 sistemas evaluados, 72% se encuentran en un estado de conservación malo o muy malo, para las subcuencas costeras entre el río Andalién y Bío-Bío, de un total de 12 sistemas estudiados, 83% se clasifican en un estado de conservación malo o muy malo. Por otra parte, las costas de Chile se ven expuestas a cambios naturales drásticos e irreversibles en muchos casos, inducidos por los terremotos y tsunamis, que cambian la morfología y características ecológicas de los humedales (Ej; zonas costeras y humedales de Río Valdivia y Río Cruces, Estuario del río Queule, Estuario de Tubul – Raqui).



Humedal Putemun, Chiloé. Créditos: Alejandra Figueroa

TURBERAS EN LA PATAGONIA CHILENA.

Alejandra Figueroa/ Barbara Saavedra

Humedales de Turberas

Las turberas son humedales de reconocida importancia a nivel internacional (Convención Ramsar, 2004; IPCC 2014), por las grandes cantidades de agua que retiene (Bullock & Acreman, 2003), y por ser uno de los sistemas naturales más importantes como reservorio de carbono (Gorham, 1991). Las turberas son sistemas anegados, conforman un medio anóxico (Schlatter & Schlatter, 2004; Van Breemen, 1995), lo que reduce las tasas de descomposición y favorece la acumulación de materia orgánica en forma de turba.

Las turberas abarcan un 3% de la superficie terrestre del planeta y almacenan 270 – 455 Pg de C, lo que equivale a un tercio del carbono contenido en los suelos (Gorham, 1991; Turunen et al., 2002; Smith et al., 2004).

En Chile se reconocen tres tipos de Turberas principalmente, dado por la composición florística y los tipos vegetales predominantes, a saber; Turberas de *Sphagnum* o esfagnosas, Turberas pulvinadas y Turberas gramínicas o gramínoideas, principalmente, pero también guardan una

desconocida riqueza paleobotánica. Pero no sólo musgos o tipos vegetales son descritos en este tipo de humedales, y aunque son bajos en diversidad de especies, estos son hábitat de anfibios, como el sapo *Batrachyla antartandica*, y de Guanacos (*Lama guanicoe*), se describen también algunas aves de pequeño tamaño y hábitos carnívoros (Guzman et al., 1985-86; Venegas, 1991; Schlatter, 2004) como; Pimpollo (*Rollandia rolland*), Blanquillo (*Podiceps occipitalis*), Canquén (*Chloephaga policephala*), Caiquén (*Chloephaga picta*), principalmente.

En general las turberas chilenas son ambientes bastante desconocidos (Schlatter & Schlatter, 2004), para los que aún no se acuerda una clasificación a nivel de ecosistemas, su distribución regional o local y tipificación botánica no está acabada, excepto para algunos turbales particulares. Tampoco se conoce en detalle su funcionamiento ecosistémico, ni el aporte que tienen en relación a los gases de efecto invernadero. La excepción corresponde a las investigaciones relacionadas con reconstrucción paleoclimática o paleovegetación. Una revisión exhaustiva de trabajos de turberas publicados a nivel mundial (años 2003-2007), muestra que la gran mayoría de las investigaciones de estos ecosistemas se realiza en Europa (52%), siendo el aporte de estudios en Sudamérica marginal (2%, para un total de 6181 artículos publicados). Dentro de Sudamérica, Chile aporta con un porcentaje bajo (13%) de investigaciones, muy por detrás de países como Brasil o Argentina (77%, para un total de 107 artículos publicados en el mismo período), dimensionando la brecha de conocimiento existente para las turberas en nuestro país.

El origen de las Turberas de la Región de Magallanes se estima en 11,000 años, como resultado de la acumulación y descomposición de turba (e.g. 1-5.5 metros en Tierra del Fuego. Auer, 1958; Heusser, 1993) y con un alto contenido de agua.

Uno de los principales componentes bióticos de los ecosistemas de turberas son las briófitas, musgo del género *Sphagnum*, el cual debido a su composición celular y la estructura de sus tejidos, absorbe grandes cantidades de agua (Iturraspe & Roig, 2000), pudiendo alcanzar hasta 20 veces su propio peso en seco. Actualmente el musgo es utilizado por algunas comunidades locales, principalmente de la Patagonia, quienes realizan una explotación artesanal de pequeña escala. En teoría, la explotación del *Sphagnum* podría ser sustentable, La "turba", en cambio, es el componente de materia orgánica muerta que se deposita en los ecosistemas de turbera, y que es explotado como un mineral que, en la práctica, es un recurso natural no renovable en el corto y mediano plazo.

En Sudamérica, las turberas se encuentran principalmente en Chile y Argentina y representan los mayores depósitos y sumideros de carbono terrestre existentes en esas latitudes (Blanco & de la Balze, 2004). La explotación de turberas en estos países está actualmente regulada por la ley minera, lo cual determina que: a) la propiedad de la tierra no asegura la protección del subsuelo, o sea de la turba, lo que determina que incluso en áreas protegidas

es posible explotarlas (Hauser, 1996); y b) la extracción de la turba determina la destrucción de la turbera, con la consecuente pérdida de los servicios ecosistémicos que ellas brindan.

Distribución de las turberas en Chile:

La literatura internacional señala que las Turberas en el mundo cubren una superficie de entre el 3 al 6% de la superficie terrestre del mundo (Gorham, 1984; Clymo, 1991) y el 50-70% de todos los humedales (Joosten & Clarke, 2002; Ramsar, 2004), se pueden encontrar en casi todas las áreas geográficas del mundo, desde el Ártico a los trópicos, estos ecosistemas de humedales concentran su distribución en altas altitudes del hemisferio Norte y para el caso del Hemisferio Sur sólo el 5% corresponde al área total de turberas (Lappalainen, 1996). Chile es uno de los países con la mayor ocurrencia de Turberas, de acuerdo a la revisión de Joosten & Clarke (2002), la superficie de turbales estimada para Chile no sería mayor a 10.470 km², otras publicaciones estiman una superficie de entre 10,500 km² a 21,000 km² (1.4% - 2.8% del territorio nacional), distribuidos a lo largo de la Patagonia, particularmente al sur de los 45°S (Bord & Mona, 1984; Lappalainen, 1996) y aunque Chile carece de un catastro detallado de turberas, la mayor parte de estos humedales se distribuye desde la Región de los Lagos hacia el sur (Región de Los Lagos a Magallanes), sólo en Tierra del Fuego se estima hay unas 90.000 hectáreas, zona geográfica caracterizada por un clima templado-frío, con precipitaciones entre los 600 y 2.000 mm anuales. Aquí se emplaza el área privada más grande de la región de Magallanes y la que ostenta la mayor superficie de humedales de turberas, Parque Karukinka (www.karukinka.cl), en la misma región otras zonas que protegen importantes extensiones de turberas corresponden al Parque Nacional Bernardo O'Higgins, que cubren una superficie de 1.131.200 hectáreas, correspondiendo al 50% del total de la superficie de la Región de Magallanes aproximadamente y a la mayor superficie en un área protegida en América del Sur. Una superficie menor de turberas se describe en el Parque Nacional Chiloé y Parque privado Tantauco, en la Isla de Chiloé.

Amenazas a turberas chilenas

Dentro de las amenazas que prevalecen para el caso de turberas, la extracción de musgo y turba, es sin duda la de mayor incidencia en la pérdida de superficie de estos ecosistemas. Adicionalmente, el desecamiento para habilitar suelos agrícolas o industria forestal y a una escala global, el cambio en los patrones de precipitaciones y temperaturas. El musgo *Sphagnum*, el componente vegetal "vivo" de estos humedales, por su composición celular y la estructura de sus tejidos, permite la absorción de grandes cantidades de agua (Iturraspe & Roig, 2000), pudiendo alcanzar hasta 20 veces su propio peso en seco. Este tipo de musgo es explotado por algunas comunidades locales en el norte de la Patagonia (e.g. Isla de Chiloé), o arrendando su predios para la explotación de este musgo, actividad que se desarrolla hace no más de 20 años (Valenzuela



Humedales de Las Lomas - Los Rabanos, ubicado entre Putú y Duao. Estos humedales fueron fuertemente afectados por el Sunami de 2010 y más recientemente por los incendios forestales de enero de 2017. Humedales costeros Región del Maule. Foto: Jorge Herreros.

& Schlatter, 2004), sin considerar impactos a escala de sitio o cuenca, ni previendo los pasivos ambientales, que esta actividad no regulada, dejará.

Adicionalmente, los espacios desprovistos de vegetación nativa se convierten en ambientes fértiles para las especies exóticas invasoras, cuyo control es incierto y las consecuencias devastadoras para nuestro patrimonio natural, lo que ya se evidencia en sectores de la Isla de Chiloé, región de Los Lagos.

Es esencial que esta actividad se realice de manera sustentable, asegurando que la tasa de renovación del musgo permita la mantención de la integridad ecológica del humedal, estructura y función. Investigadores en Chile, sólo han logrado el crecimiento de plantas de musgo *Sphagnum* bajo condiciones controladas en laboratorio, ya que los tiempos de crecimiento

en terreno cambian, ampliándose, y hasta ahora no ha sido posible demostrar la efectividad de estas técnicas en todo el rango de condiciones, tanto naturales como antrópicas, en las que se realiza la extracción de este vegetal (Obenpaur & Délano, 2007; 2010; Díaz, 2005).

Es imprescindible acordar la planificación de dicha extracción, cuando ésta sea posible, a escala de cuenca y paisaje, estableciendo marcos regulatorios de la actividad extractiva, los que deberían incluir medidas de fiscalización, monitoreos integrales y definición de áreas sensibles no explotables.

Para el caso de las turberas de Magallanes y en particular las de Tierra del Fuego, la presencia del castor (*Castor canadensis*), es desafortunada. Este es un roedor originario de Canadá que se ha establecido desde hace 60 años y ha colonizado prácticamente todas las cuencas de la Isla Grande e islas

Tabla 3. Sitios Ramsar Altoandinos

Sitios Ramsar Altoandinos	Área(ha)	Región	Fecha de designación
Laguna del Negro Francisco y Laguna Santa Rosa	62,460	Atacama	02/12/1996
Salar de Surire	15,858	Tarapacá	02 /12/1996
Salar de Tara	96,439	Antofagasta	02 /12/1996
Salar del Huasco	6,000	Tarapacá	02/12/1996
Salar de Aguas Calientes IV	15,529	Antofagasta	14/08/2009
Salar de Pujsa	17,397	Antofagasta	14/08/2009
Parque Andino Juncal	13,796	Valparaíso	22/05/2010
Sistema hidrológico de Soncor del Salar de Atacama	67,133	Antofagasta	02/12/1996

Tabla 4. Sitios Ramsar Costeros

Sitios Ramsar Costeros	Área(ha)	Región	Fecha de designación
Laguna Conchalí	34	Coquimbo	02/02/2004
Reserva El Yali	520	Valparaíso	02/12/96
Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter	4.877	Valdivia	27/07/1981
Bahía Lomas	59.946	Magallanes y Antártica chilena	06/12/2004
Salinas de Huentelauquén	2..772	Coquimbo	02/02/2015

adyacentes del archipiélago de Tierra del Fuego. Los castores son animales acuáticos que construyen diques e inundan amplias áreas utilizando árboles y arbustos nativos de crecimiento lento, provocando cambios en la hidrología de las cuencas, en las turberas y los hábitats.

SITIOS RAMSAR EN CHILE. BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS TIPOS DE HUMEDALES RAMSAR DE CHILE.

Chile es signatario de la Convención Ramsar, la cual fue aprobada como Ley de la República en septiembre de 1980 y promulgada como tal a través del DS N° 771 de 1981, del Ministerio de Relaciones Exteriores. Hoy posee 13 Sitios Ramsar, que cubren una superficie total nacional de 359.989 Hectáreas, de los cuales 8 corresponden a Humedales Altoandinos (ver tabla 3) y 5 corresponden a humedales costeros (ver tabla 4), con la excepción de bahía Lomas, que además incluye la zona marina de la bahía.

El primer sitio designado fue el Santuario Carlos Anwandter, este sitio de 4.877 hectáreas, cuya evolución ha estado marcada por grandes sucesos, es un humedal fluvial con marcada influencia marina, responde a las fluctuaciones diarias de las mareas y caudales de agua dulce, localizado en la región de Los Ríos. Este humedal se originó producto del terremoto que afectó a Chile el año 1960, lo que provocó cambios estructurales, hundimiento de tierras e ingreso de mar hacia el interior del continente de varios kilómetros, cubriendo de agua tierras dedicadas hasta entonces al cultivo y ganadería. Sin duda desde el año 1981, con la designación del primer Sitio Ramsar hasta la última designación, el año 2015, la percepción e interés de

la sociedad por los humedales y en particular la protección a través de la designación como Sitio Ramsar, ha impulsado cambios positivos en el país, aunque lentos, involucrando a otros sectores.

De los 13 Sitios Ramsar designados, 8 están dentro de áreas protegidas con alguna categoría de protección como parque nacional o reserva nacional, y por lo tanto, tienen algún grado de manejo. Tres (3) de los trece (13) Sitios Ramsar corresponden a áreas privadas, y por tanto los modelos son diversos, sin embargo, cabe destacar la preocupación por parte de los administradores de estos Sitios Ramsar, como del Parque Andino Juncal, Laguna Conchalí y Salinas de Huentelauquén. El caso de Juncal es particularmente importante, ya que solo propietaria definió que las 13.796 hectáreas del predio estarían dedicadas a la preservación, divulgación y estudios científicos, donde se protegen glaciares, cabecera de cuenca del río más importante de la región, vegas andinas y esteros. Laguna Conchalí es administrado por una empresa minera y sus 52 hectáreas son un espacio para la biodiversidad y la educación, espacio abierto al público durante todo el año. Salinas de Huentelauquén, designado recientemente, es un área administrada por una comunidad agrícola, quienes han incorporado parte de sus predios, dedicados a la producción agrícola, como superficie a proteger. Este Sitio Ramsar, protege la desembocadura de uno de los ríos más emblemáticos de la región de Coquimbo (estuario del río Choapa), es un área de descanso de aves migratorias, e importante para la reproducción de peces y crustáceos importantes para la economía local como la lisa (*Mugil cephalus*) y el camarón de río del norte (*Cryphiops caementarius*) endémico, ambas especies de consumo humano,

El conocimiento y sensibilización sobre la Convención Ramsar, el involucramiento de actores locales y las demandas de la sociedad por mejorar las condiciones de su entorno, ha despertado un creciente interés por la conservación de los humedales y la efectividad de la protección sobre los mismos. Esto promueve un cambio importante en la inclusión de nuevos Sitios Ramsar impulsados por la sociedad civil, con una mirada integral. Estas designaciones agregan valor a la protección de los humedales, en tanto son designaciones que no sólo buscan proteger las especies que habitan en ellos, sino, la conservación a través del uso sustentable de los servicios ecosistémicos que prestan los humedales, un salto interesante en la relación que nuestra sociedad establece con los humedales.

CONCLUSIONES

Los humedales de Chile toman variadas formas y funciones, la existencia de estos ecosistemas favorece el desarrollo de actividades, el sentido de bienestar de las personas y su uso sustentable y la protección permite crear nuevos espacios de desarrollo local, hasta ahora invisibles. La condición ambiental general de los humedales de Chile, no es muy distinta a la del resto de los países, la pérdida de estos ecosistemas se ve agravada en la medida que el país crece. Las regulaciones específicas sobre los humedales son débiles y dispersas, las amenazas han ido en aumento, pero la valoración que da la comunidad a estos ambientes son una oportunidad para cambiar las prácticas que han deteriorado los humedales, incorporando en los instrumentos de planificación territorial, por ejemplo; los criterios que permitan asegurar actividades sustentables, considerando el funcionamiento hidrológico y ecológico de los humedales.

Estamos a tiempo para reconocer estos ecosistemas como parte integrante de nuestras vidas. En la medida que se expresan compromisos nacionales, en relación a la reducción de emisiones de carbono o reforestación de suelos degradados, vinculados a Cambio Climático, se hace urgente la protección de los humedales de turberas, para el Chile y el mundo. Por otra parte, los humedales urbanos son sin duda, emblemáticos para quienes conviven con ellos, producto del cambio de uso de suelo, pero sin una real integración y conocimiento científico, su sostenibilidad se hace inviable. Asimismo, el seguimiento y monitoreo de los humedales permite conocer a tiempo sus desviaciones y modificar las prácticas que causan daños irreversibles, si éste además es participativo, los cambios se producirán de manera voluntaria por los actores involucrados. La conservación de humedales nos permite evitar costos de restauración de ecosistemas, hacer un aprovechamiento natural de estos como soporte de eventos naturales o de actividades locales reduciendo la pobreza. Varios años de estudios, acciones conjuntas con el sector público, privado, empresas, científicos y sociedad civil, deben ayudarnos a consolidar una gestión sostenible de los humedales de Chile, reconociendo estos ecosistemas como parte de nuestro patrimonio natural, y acercarnos a las metas Aichi de la Convención de Diversidad Biológica al 2020.

5.3.3 ECOSISTEMAS MICROBIANOS EXTREMÓFILOS EN EL ALTIPLANO

María E. Farías, Gladys Hayashida y Paula Díaz Palma

ECOSISTEMAS MICROBIANOS

Lejos de ser un desierto el Altiplano ha demostrado ser un reservorio de biodiversidad adaptada a condiciones extremas. A la ya conocida relevancia que poseen la Flora y la Fauna se ha sumado, en los últimos años, el descubrimiento de ecosistemas microbianos arcaicos asociados a lagunas, volcanes, fumarolas y fuentes hidrotermales. Las condiciones extremas que se dan en estos ambientes hacen que esta biodiversidad extremófila tenga un enorme valor científico patrimonial y biotecnológico además de ser la base de la cadena alimenticia que sostiene una importante diversidad de aves donde los flamencos son las más emblemáticas (Demergasso et al., 2008; Dorador et al., 2010; Fernandez et al., 2006; Zenoff et al., 2006; Dib et al., 2008 y 2009 a,b,c; Ordoñez et al., 2009; Farías et al., 2009; Flores et al., 2009). El hallazgo de estromatolitos y microbitalitos vivos en los salares andinos respalda esta idea. El descubrimiento de estos ecosistemas en el Salar de Atacama despertó el interés de la ciencia internacional y del turismo de aventura en proyectos de turismo científico. La puesta en valor y preservación de estos ecosistemas, sin afectar la actividad minera y económica de la región, es un desafío de gran envergadura en el que deberían estar involucrados científicos, gobierno y empresas mineras. En este contexto los estudios de factibilidad de estos ambientes deben empezar a incorporar estos ecosistemas en sus líneas de bases y prospecciones. Este capítulo presenta un estado del conocimiento y una clasificación de los mismos a fin de ponerlos en valor y sentar las bases de su conservación y manejo sustentable.

Antecedentes

El mundo que nos es habitual está saturado de oxígeno, nunca es demasiado frío ni demasiado cálido y está protegido por la atmósfera de la radiación ultravioleta. Este mundo define lo que, desde un punto de vista antropogénico, es lo normal o estándar y por lo tanto los organismos que se desarrollan fuera de los límites de este conjunto de condiciones, son reconocidos como "extremófilos".

Ejemplos típicos de ambientes extremos son las Lagunas de Altura de la Puna Andina (entre los 3.000 y 6.000 msnm). Estos ecosistemas han demostrado ser una importante fuente de diversidad microbiana y de interesantes estrategias de sobrevivencia de microorganismos a severas condiciones ambientales (Demergasso et al., 2008; Dorador et al., 2010; Fernandez et al., 2006; Zenoff et al., 2006; Dib et al., 2008 y 2009 a,b,c; Ordoñez et al., 2009; Farías et al., 2009; Flores et al., 2009).

Los Ecosistemas Microbianos Extremófilos (EME) asociados a minerales son asociaciones de diatomeas (microalgas eucariontes), bacterias, cianobacterias y arqueas que influyen o

inducen la precipitación de minerales, o se desarrollan asociados a los mismos en lagunas, fuentes hidrotermales, fumarolas de volcanes y salares de La Puna. Incluyen tapetes microbianos, microbialitos (estromatolitos, oncolitos y leiolitos), biopelículas y endoevaporitas. Los EME pueden presentarse de diferentes formas: *los biofilms* formados por una película de microorganismos adheridos a una superficie que produce productos orgánicos, incluyendo exopolisacáridos (hidratos de carbono); en su estructura se pueden precipitar sales y acumular por adhesión sustratos inorgánicos como arena y polvo; los *tapetes microbianos* que son comunidades microbianas multilaminadas, multidimensionalmente reticulados que incorporan detritus, minerales y materiales geoquímicos asociados, incluyendo cristales; los *microbialitos* que son depósitos que se forman como resultado de comunidades bentónicas que atrapan sedimentos detríticos y/o forman núcleos de precipitación mineral; son una estructura más compleja en la que se divide las actividades metabólicas en forma estratificada en función de la disponibilidad de luz y Oxígeno.

De acuerdo con la forma en que precipitan los minerales (sin estructura ordenada, en forma de trombos o estratificada) los microbialitos pueden formar leiolitos, trombolitos o estromatolitos (Dupraz & Visscher, 2010). Los *estromatolitos* son estructuras laminadas sedimentarias de origen biológico que se forman por la unión, atrapado y cementación de partículas sedimentarias y son producidas por lo general por organismos fotótrofos productores de tapetes microbianos. Son considerados el registro biológico más antiguo (3.400 millones de años) y la evidencia más temprana de la vida sobre la tierra. En la era del Precámbrico, fueron los grandes generadores de Oxígeno, transformando el planeta en un ambiente con Oxígeno (planeta azul) y creando la capa de ozono. Su abundancia disminuyó drásticamente en el Fanerozoico (542 millones de años atrás), como consecuencia de la aparición de los eucariotas. Hoy existen estromatolitos modernos en algunas localidades que suelen ser menos propicias para otras formas de vida, como ambientes hipersalinos y alcalinos generalmente asociados al mar y a ambientes cálidos. (Shark Bay (Australia) Bahamas (USA), Laguna Salgada (Brasil), Cuatro Ciénagas (México). Las *evaporitas* son rocas sedimentarias que se forman por cristalización de sales disueltas en lagos y mares costeros. Asociados a estos minerales habitan comunidades de microorganismos que se protegen de las condiciones adversas de los salares. La distribución de estas comunidades se da de la misma forma que en los tapetes y microbialitos: de forma estratificada en función del acceso a la luz y al Oxígeno. Tal estilo de vida endolítico, ofrece suficiente cantidad de nutrientes, humedad y protección para la supervivencia (Stivalleta, 2010).

EME en la Puna Andina. En la región del Altiplano chileno, boliviano y argentino, se han reportado distintos tipos de EME asociados a minerales (tapetes, microbialitos y evaporitas (Demergasso et al., 2004; Stivalleta et al., 2011; Farias et al., 2013 y 2014; Rasuk et al., 2014 y 2015; Contreras & Farias, 2013; Rascovan et al., 2015). La importancia de este hallazgo se basa en que son los ecosistemas tipo microbialitos reportados a

mayor altura desarrollándose en el ambiente más parecido a la tierra primitiva que hay en el planeta: La Puna.

Tapetes microbianos, Microbialitos y endoevaporitas en la region de Tarapacá

Salar de Atacama

Dentro de la Sub-Región del Desierto Andino, el Salar de Atacama es uno de los ambientes más secos del planeta. Se ubica en las laderas occidentales de los Andes entre 1.800 y 3.500 m.s.n.m. y presenta extensos depósitos evaporíticos, que se producen generalmente en lagunas y humedales salinos de ambientes áridos. La naturaleza cristalina de estos depósitos puede facilitar una penetración de luz relativamente profunda (1-2 cm) en cristales individuales y crear nichos para comunidades halófilas. Los EME identificados en este salar son: domos de evaporitas habitadas por endoevaporitas, tapetes microbianos y microbialitos.

Laguna Cejar (Laguna de Piedra)

Este humedal es un complejo de lagunas profundas rodeado por tapetes microbianos que presentan arrecifes de evaporitas de yeso habitados por EME endoevaporíticos los cuales fueron descritos por Stivalleta et al. (2011) y Rasuk et al. (2015)

Laguna Tebenquiche

Se encuentra ubicada en el extremo Sur del Salar de Atacama (Farias et al., 2014). Aquí se observa un gradiente de salinidad que comprende la formación de tapetes microbianos de carbonato de calcio, halita y yeso, y continúa con tapetes litificados formando domos de evaporitas de yeso habitados por EME. (Babel, 2014; Farias et al., 2014). La diversidad microbiana de estos ecosistemas está dominada por arqueas (datos en proceso de publicación).

Laguna La Brava

La laguna La Brava se encuentra ubicada en los extremos Norte y Sur del Salar de Atacama respectivamente (Farias et al., 2014). En esta laguna se han reportado diferentes tipos de EME asociados a minerales, que van desde tapetes microbianos, con diferentes morfologías (formas de cerebros, globos medialunas etc.); hasta microbialitos de Carbonato de Calcio, en forma de domos, en las zonas más profundas (sumergidos); y de plataformas cuando alcanzan la superficie. Estudios de metagenómica demostraron que los mismos están dominados por Diatomeas, Archeas, Plantomycetes y Firmicutes. Se observaron también oncolitos y tapetes microbianos litificados sobre plantas.

Salar de Lllamará

El Salar de Lllamará está ubicado en la Región de Tarapacá (en el Norte Grande de Chile), a 10 km al norte de Quillagua y a cerca de 850 m de altitud sobre el nivel del mar. En este salar se encuentra sistemas de lagunas pequeñas y poco profundas donde se pueden observar domos de yeso habitados

por EME endolíticos, conocidos popularmente (erróneamente) como estromatolitos. Se puede observar también pozos, con desarrollo de profusos tapetes de varios centímetros de profundidad. Los estudios de Biodiversidad microbiana demostraron que los domos evaporíticos presentan una estratificación de las comunidades, con las típicas bandas verde superior y púrpura inferior. Ésta distribución se mantiene durante todo el año. La diversidad está dominada por Diatomeas, Cianobacterias, Bacteroides y Proteobacterias (Rasuk et al., 2014 y 2015).

Tapetes microbianos poco profundos se reportaron también en el Salar de Coposa, Carcote, Aguas Calientes y Tara.

VIDA EXTREMA EN LA DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

Los ambientes extremos son definidos como hábitats que experimentan una exposición estable o fluctuante a uno o más factores del entorno tales como, salinidad, osmolaridad, desecación, radiación UV, presión barométrica, pH, temperatura. Los microorganismos que colonizan los ambientes extremos son llamados extremófilos, y este grupo incluye representantes de los tres dominios (Bacteria, Archaea, y Eukarya); éstos son categorizados dentro de subgrupos de acuerdo a características específicas de sus ambientes, esto es, psicrófilos, termófilos, halófilos, alcalófilos, acidófilos.

En los últimos años, los ambientes extremos altiplánicos están siendo cada vez más explorados en tópicos específicos, como su origen, ecología, geología, limnología, aspectos geoquímicos y geográficos, entre otros (Vila et al., 2013; Tirado et al., 2012); describiendo la existencia de microorganismos extremófilos y extremotolerantes, principalmente poblaciones procariontes heterótrofas, bien adaptados a condiciones ambientales desfavorables para el crecimiento; lo cual tiene enormes potencialidades en investigación y aplicaciones biotecnológicas (Demergasso, 2004).



Figura 1: Ecosistemas lacustres del Desierto de Atacama. Izq) Laguna de Chaxa. Der) Vegas de Quepiaco. Foto: Gladys Hayashida, 2008

Diversos estudios han evidenciado, que la diversidad de ambientes extremos en el Desierto de Atacama representan hábitats únicos, claramente poblados por varias formas de vida microbiana (Barahona et al., 2014). Entre los grupos de microorganismos reportados en lagunas altiplánicas se encuentran: proteobacterias alfa (grupo de bacterias, en su mayoría fotosintéticas anoxigénicas o fotoorganoheterótrofas); proteobacterias beta (formado por varios grupos de bacterias aerobias o facultativas, a menudo muy versátiles en sus capacidades de degradación). Entre estas, se encuentran quimiolitotróficas y

fijadoras de nitrógeno. Además, anaerobios como bacteroides y cianobacterias, fotosintéticas, fijadoras de nitrógeno.

Por otra parte, comunidades de bacterias fototróficas anoxigénicas han sido caracterizadas a través de técnicas moleculares, desde sedimentos de las lagunas Tebenquiche y Chaxa, encontrándose una dominancia de un nuevo linaje de Gamma proteobacteria, relacionada a los grupos halófilos Chromatiaceae y Ectothiorhodospiraceae.

De los Ríos et al., (2010) evidenciaron la presencia de bacterias foto y heterótrofas, formando agregados microbianos, en espacios porosos entre los cristales de halitos-evaporitos. Estos organismos son capaces de tolerar la sequedad manteniendo un desequilibrio constante entre el contenido de agua interno y la disponibilidad de agua en el exterior. Debido a que estos microorganismos tienen la capacidad de vivir o adaptarse a ambientes muy salados y fríos, es que se les relaciona con la posibilidad de vida en el planeta rojo Marte. Habitarían en agua congelada con alta concentración de sodio, con condiciones de habitabilidad para microorganismos que se adaptan a los ambientes cada vez más áridos.

Aplicaciones derivadas de microorganismos extremos

La caracterización de estrategias moleculares desarrolladas por microorganismos para hacer frente a sus excepcionales estreses abióticos y adaptarse a condiciones extremas, ha dado lugar a muchas aplicaciones biotecnológicas. Un ejemplo de ello es la biolixiviación, proceso por el cual, cobre puede ser extraído de minerales, como la calcopirita (CuFeS_2), con la contribución crucial de especies microbianas quimiolitotróficas extremadamente tolerantes a pH bajo, que utilizan el azufre reducido como fuente de energía. El más conocido de estos microorganismos es *Acidithiobacillus ferrooxidans*, entre otras especies. Microorganismos biolixiviadores son influenciados por las condiciones volcánicas, amplios rangos de temperatura y presencia de fuentes de energía inorgánica, donde habitan. Recientemente, una cepa de *A. ferrooxidans* fue aislada desde una película microbiana en piritita en el Río Aroma, de corriente ácida y bajas temperaturas en la Región de Tarapacá

Las bacterias halófilas en tanto, son fáciles de cultivar y presentan escasos requerimientos nutricionales y su tolerancia a elevadas concentraciones salinas reduce al mínimo los riesgos de contaminaciones en el laboratorio. Se ha reconocido su utilidad en la producción de enzimas, polímeros, solutos compatibles y en la biodegradación de residuos, así como en la producción de alimentos fermentados.

Un grupo menos explorado en estos ambientes, pero con una gran potencialidad biotecnológica, son las microalgas. Díaz-Palma et al., (2012) aislaron desde sistemas lacustres del Desierto de Atacama, Cianobacterias filamentosas (como *Spirulina* sp.) y Microalgas clorofíceas como, *Haematococcus* sp. *Chlorella* spp. y diatomeas. Particularmente, en uno de estos aislados, tipificado como *Dunaliella salina* se observó

acumulación de triglicéridos como potencial fuente de producción para biodiesel (Arias-Forero et al., 2013).

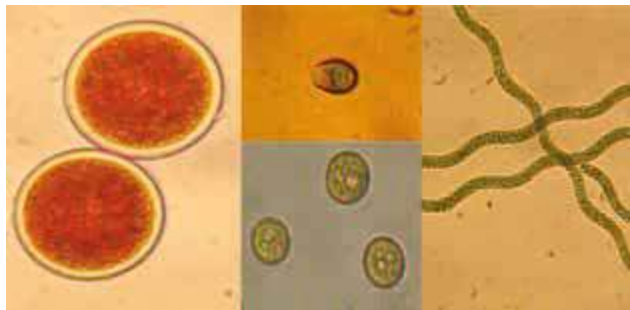


Figura 2. Microorganismos fotosintéticos aislados desde ecosistemas lacustres del Desierto de Atacama. Microalga *Haematococcus* sp.; Microalga *Dunaliella salina*; Microalga *Chlorella* sp.; Cianobacteria *Spirulina* sp. Foto: Gladys Hayashida, 2009.

Al respecto, los efectos beneficiosos de microalgas, para aplicaciones industriales y salud humana, se basan en las propiedades de la gran variedad de compuestos bioactivos que éstas contienen; ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs), que actúan como potentes antioxidantes, vitaminas, y carotenoides. Y, además, se ha demostrado la capacidad de algunas especies para producir compuestos terapéuticos (Richmond, 2004) con propiedades antibióticas, antiinflamatorias o antivirales.

MICROORGANISMOS DE LA PUNA CHILENA Y SUS PROCESOS BIOGEOQUÍMICOS, OTRA FORMA DE BIODIVERSIDAD.

Tomando en consideración el gran patrimonio de diversidad microbiana que habita los ambientes presentes en el Altiplano chileno, lo que queda por profundizar, aún pendiente en el estado del arte del conocimiento de estas comunidades microbianas, es su rol en los flujos de materia y energía de estos ecosistemas. Es así como, en el presente capítulo se ha considerado incorporar una revisión de cómo la biodiversidad taxonómica, genotípica y metabólica de los microorganismos extremófilos de la puna chilena, tiene su parangón con la diversidad de ciclos biogeoquímicos en los que participan. En este mismo sentido, destacan consorcios microbianos especializados, descritos en ecosistemas del altiplano chileno, acoplados al ciclo del Nitrógeno, Azufre y metales pesados (Demergasso et al., 2003, 2004, 2008; Dorador et al., 2010), a través de los cuales sus comunidades (tapetes microbianos, biopelículas, microbialitos, etc) ganan energía, fijan carbono e intercambian moléculas entre ellos mismos y con eslabones tróficos superiores.

Conocido es el concepto de "loop microbiano" en ambientes marinos, en el cual las interacciones tróficas entre fitoplancton, zooplancton y zoobentos dan cuenta del reciclaje de más 80% de la energía solar fijada como carbono por la fotosíntesis. Mientras, que contados con los dedos de una mano, son los trabajos que reportan la fotosíntesis (fijación de carbono) de las comunidades microbianas extremófilas de la puna chilena. El trabajo de Ordoñez et al. (2015) muestran esta aproximación, detallando como en los primeros 2 milímetros de los sedimentos del Salar de Huasco (Región de Atacama), tienen lugar las mayores tasas

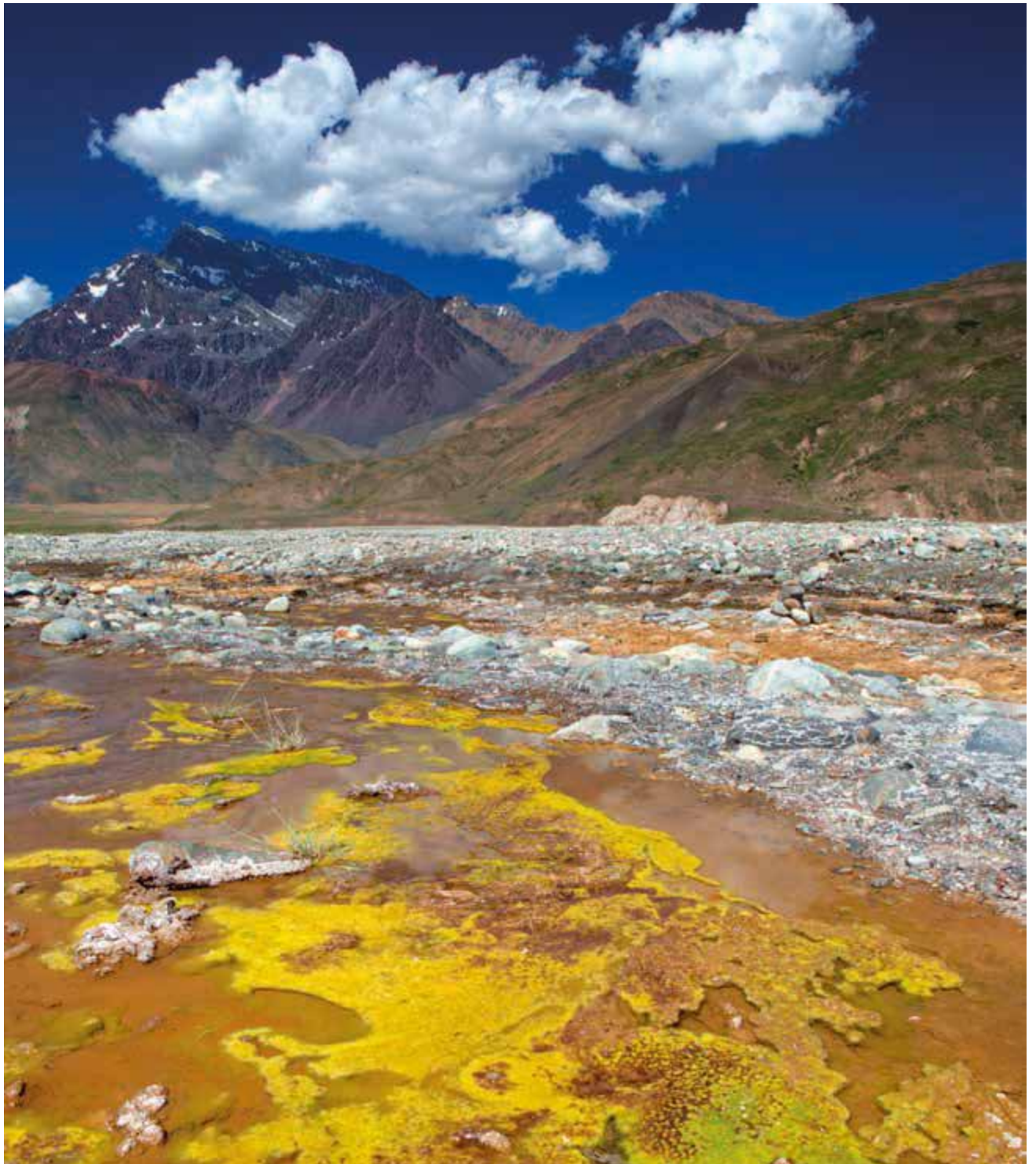
fotosintéticas y respiratorias representativas de los tapetes microbianos, presentes en este salar. Desafortunadamente, los siguientes pasos de la transferencia energética (ej. zooplancton, zoobentos, flamencos) permanecen inexplorados, pese a la importancia que este conocimiento pudiera tener para abordar temas tan contingentes como la fijación de carbono y el cambio climático que afecta a nuestro continente.

Otro ciclo altamente significativo, en el metabolismo de los microorganismos de la puna, corresponde al del azufre. La importante cadena de volcanes presentes en el extremo sur de la cordillera de los Andes, en el sector de la puna chilena, y la actividad geotérmica asociada a la presencia de éstos, es la causa de que agua y sedimentos presenten una elevada carga de este compuesto en sus distintas formas químicas y estado de oxidación (S^0 , SO_2 , H_2S , SO_4^{-2} , $S_2O_3^{-2}$, $S(CH_3)_2$), las cuales son transformadas unas en otras a través de reacciones de óxido-reducción por un consorcio de bacterias y arqueas denominadas "Sulfuretum". Especies pertenecientes a estos grupos fueron registradas en los salares de Atacama (lagunas La Brava y Tebenquiche) y Lllamará a través de estudios morfológicos y genéticos llevados a cabo por Demergasso et al. (2003, 2004). La descripción más simple de esta interacción microbiana es que mediante la fotosíntesis, bacterias fotolitotróficas anoxigénicas (viven en ambientes sin oxígeno, su fuente de carbono es inorgánica y su fuente de energía es luz), también llamadas *sulfo-oxidantes*, oxidan el H_2S a S^0 y luego a SO_4^{-2} con una consecuente ganancia de energía para su metabolismo. A su vez, bacterias quimioheterotróficas anoxigénicas o *sulfato-reductoras* (viven en ambientes sin oxígeno, su fuente de carbono es orgánica y su fuente de energía es química), utilizan el S^0 y SO_4^{-2} como aceptor final de electrones en el proceso de respiración. De este grupo, las bacterias fotolitotróficas de géneros *Chromathium* (bacterias rojas del azufre) y *Thiocapsa* (bacterias verdes del azufre) son características de los tapetes microbianos presentes de salares del altiplano chileno (Demergasso et al., 2003), las cuales presentan pigmentos que les permiten realizar la fotosíntesis y que le otorgan un aspecto característico, así como a los organismos que las consumen. Existe la idea que las tres especies de flamencos presentes en distintos lagunas del altiplano (chileno, andino y de james) deben su coloración rosácea-anaranjada al consumo de zooplancton bacterívoro (que se alimenta de bacterias) predador de *Chromathium*, y de microalgas como *Dunaliella salina* que acumulan pigmentos del tipo carotenoides.

En la biogeoquímica del nitrógeno las interacciones son posibles a través de las transformaciones de este elemento en condiciones aeróbicas y anaeróbicas, también presentes en las lagunas salinas someras de los salares altiplánicos. Las formas más frecuentes de este compuesto son NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , $NOrg.$ y N_2 . La nitrificación es la oxidación biológica de las formas más reducidas de nitrógeno (amonio) en NO_3^- y NO_2^- y a las bacterias quimiolitotróficas oxidantes de amonio se les conoce como bacterias AOB (del inglés Ammonia-Oxidizing Bacteria). Aunque, presentando una baja diversidad,



Los organismos extremófilos dentro de sus adaptaciones también se encuentran adaptados a la vida en aguas termales. Termas del Plomo, Cajón del Maipo, Región Metropolitana de Santiago. Foto: José Cañas.



Dorador et al. (2008), reporta en los sedimentos del Salar de Huasco la presencia de secuencias genómicas de bacterias beta-AOB (pertenecientes a la sub-clase beta proteobacteria) relacionadas con varias especies del género *Nitrosomonas*, entre las cuales *Nitrosomas halophila*, fue reportada en un amplio rango de salinidades. El reciclamiento de nitrógeno y de azufre en salares altoandinos, particularmente los procesos anaeróbicos por parte de bacterias de sedimentos notablemente anóxicos, representan la presencia de ecosistemas y ciclos biogeoquímicos relictos como los del Precámbrico, dando cuenta de la importancia de este tipo de fenotipos aun presentes de manera conspicua en humedales del altiplano sudamericano.

Junto con los amplios rangos de temperatura ambiental diaria y estacional, deficiencia de precipitaciones, bajas concentraciones de oxígeno, intensa radiación solar, presencia de actividad geotérmica, presencia de extensos depósitos evaporíticos, sin duda un hecho que marca la singularidad de los ambientes extremos en el Altiplano chileno, es la existencia de metales pesados y metaloides como el arsénico (As). Están presentes en elevadas concentraciones en las aguas y sedimentos de los ecosistemas presentes en la puna. Es así como, en sedimentos superficiales del Salar de Punta Negra (Región de Antofagasta), naturalmente enriquecidos con As (> 10 mM), se describió la presencia de bacterias arsenito oxidantes, (transforman el As^{+3} en As^{+5} , este último presenta una menor toxicidad), cuyas tasas de remoción de As^{+3} fueron de hasta un 100% en condiciones controladas (Díaz-Palma et al., 2013) y con la constatación de la enzima arsenito-oxidasa responsable de la transformación de As^{+3} en As^{+5} . Este hallazgo, permitió también inferir que las bacterias aisladas desde el sedimento del salar de Punta Negra, pudieran estar ganando energía de este proceso oxidativo, lo que constituye uno de los pocos registros a nivel mundial de este metabolismo, tal como los descritos para el lago Mono-Lake en Santa Barbara California y otros lagos salinos del mundo.

Así como las bacterias y arqueas asociadas a distintos ciclos del arsénico, las microalgas eucariontes del altiplano chileno parecen haberse adaptado a condiciones elevadas de este metaloide en sus aguas. El trabajo de Pell et al., (2013), parece documentarlo en el caso de todos los tramos del Río Loa (Región de Antofagasta), donde la presencia de microalgas pertenecientes al género *Cladophora*, arrojó valores de bioacumulación de hasta 11.100 mg As/kg de alga, lo que permite inferir que esta alga extremófila presentaría sofisticados mecanismos de adaptación a la presencia natural de este metaloide en las aguas de los ríos del norte de Chile.

Con todo, la evidencia muestra que los microorganismos presentes en ecosistemas extremos del Altiplano chileno, tienen mecanismos de adaptación, con base genética, que les permiten vivir y reproducirse en estos ambientes, participando de una gran diversidad de ciclos metabólicos, representando así la ruta de entrada y reciclaje de materia y energía más importante en estos ambientes, donde dadas las restricciones de sus hábitats, los eslabones tróficos superiores parecen supeditados a un segundo lugar y donde otra forma de biodiversidad, esta vez metabólica, es co-dominante con la puramente taxonómica.

5.3.4 ECOSISTEMAS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Karin Bardowicks & Jorge Pérez-Schultheiss

Las aguas almacenadas en el subsuelo constituyen una fracción importante de los recursos hídricos disponibles para consumo humano y para la mantención de la integridad de cuerpos de aguas superficiales, como ríos, estuarios, lagos y otros humedales. Se estima que más del 94% de las aguas dulces disponibles en el ciclo hidrológico se encuentran almacenadas en aguas subterráneas (Griebler & Avramov, 2015).

Aun cuando los descubrimientos de especies de aguas subterráneas comenzaron tempranamente con la descripción de los primeros habitantes conocidos de cavernas (e.g. *Proteus anguinus*, Laurenti, 1768), hasta hace poco tiempo, las aguas subterráneas eran consideradas principalmente desde el punto de vista hidrogeológico e hidroquímico. Sin embargo, el reconocimiento de una amplia diversidad de organismos acuáticos subterráneos ha permitido entender estos reservorios como verdaderos ecosistemas, que requieren ser analizados en un marco integrado, que incluya aspectos ecológicos (Danielopol et al., 2003). En las últimas décadas diversas organizaciones mundiales y regionales, especialmente en Europa y Norteamérica (e.g. Banco Mundial; Unión Europea; Convenio RAMSAR), han reconocido la importancia de los ecosistemas de aguas subterráneas (EAS), incentivando el desarrollo de nuevos enfoques en su estudio y en el manejo de las aguas subterráneas.

Estructura de los ecosistemas de aguas subterráneas

Karin Bardowicks

Los EAS están ubicados espacialmente en acuíferos, formaciones geológicas de diferente naturaleza y origen. Según el tipo de sustrato geológico en que se asientan los acuíferos y el espacio disponible, los EAS se pueden clasificar en tres categorías de hábitat: acuíferos porosos, acuíferos fracturados y acuíferos kársticos (Figura 1). Los acuíferos porosos son aquellos que ocurren en sedimentos y gravas de origen fluvial o aluvial, donde el agua ocupa los pequeños espacios que se forman entre las partículas, y pueden constituir acuíferos libres o confinados. Los acuíferos fracturados se forman en fisuras o grietas en las rocas, producidas por erosión del agua en fallas tectónicas, entre otros procesos naturales. Finalmente, los acuíferos kársticos se forman principalmente por disolución de rocas compuestas de minerales solubles (por ejemplo calizas) en aguas ligeramente ácidas. Los acuíferos kársticos pueden presentar grandes cavidades, en algunos casos formando cuevas.

Por otro lado, los EAS también se pueden caracterizar por el tipo y origen de las aguas que contienen sus acuíferos. Estas aguas provienen principalmente de la infiltración natural desde cuerpos de agua superficiales y precipitaciones (Griebler & Avramov, 2015); también pueden provenir de acuíferos adyacentes, ubicados en otros horizontes del suelo, o por infiltración

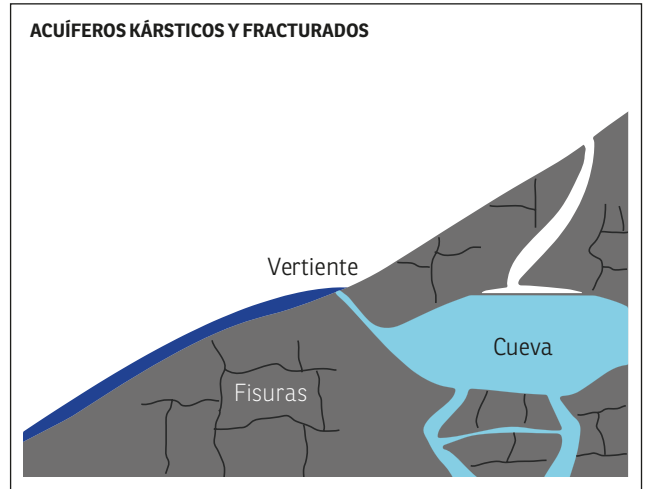
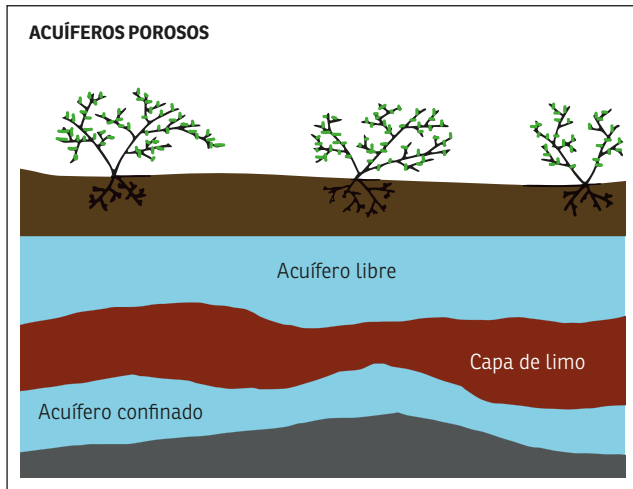


Figura 1: Hábitats de EAS en acuíferos porosos, fracturados y kársticos

de aguas provenientes de glaciares. Si bien la mayoría de los acuíferos están compuestos por agua dulce, se pueden encontrar también EAS salobres. Por ejemplo, en acuíferos asociados a salares (Humphreys, 2009) o en estuarios subterráneos (Figura 2), que se forman por la intrusión de agua de origen marino en acuíferos costeros, especialmente en zonas áridas de latitudes tropicales o subtropicales (Humphreys, 2006).

Los EAS se caracterizan por la ausencia de radiación solar fotosintéticamente activa, por lo tanto, con ausencia de productividad primaria. Sin embargo, la materia orgánica, los nutrientes y el oxígeno de los cuales depende la biota subterránea, proviene de otros ecosistemas terrestres y acuáticos, con los cuales se encuentra conectado mediante ecotonos o zonas de transición, que permiten el flujo de materia y energía (Griebler & Avramov, 2015). La concentración de nutrientes disponibles depende de varios factores, entre ellos el tiempo de residencia del agua en el acuífero, la distancia entre este y la superficie y factores biogeoquímicos (Schmidt & Hahn, 2012), influenciando, junto con la heterogeneidad de hábitat, la composición, riqueza y distribución de las especies presentes en los acuíferos.

Biota de ecosistemas de aguas subterráneas

Karin Bardowicks

Los EAS albergan especies de diversos grupos taxonómicos, cuyas longitudes máximas van desde micrones hasta pocos centímetros (Gibert et al., 2009). Los organismos que predominan son invertebrados, entre estos, bacterias, hongos, ciliados, flagelados, crustáceos, moluscos, gusanos y en muy pocos casos se encuentran vertebrados, como peces y anfibios (Schmidt & Hahn, 2012; Griebler & Lueders, 2009; Proudlove, 2001; Humphreys, 2006).

La mayor parte de los invertebrados están restringidos a zonas relativamente superficiales de los EAS, debido a que la disponibilidad de nutrientes y oxígeno disminuye con la profundidad. Si bien existen pocas observaciones registradas a más de 100 m de profundidad, en casos excepcionales, se han observado invertebrados hasta a 1 km de profundidad, en acuíferos kársticos (Humphreys, 2009), debido a que en éstos los nutrientes y el oxígeno pueden alcanzar grandes profundidades.

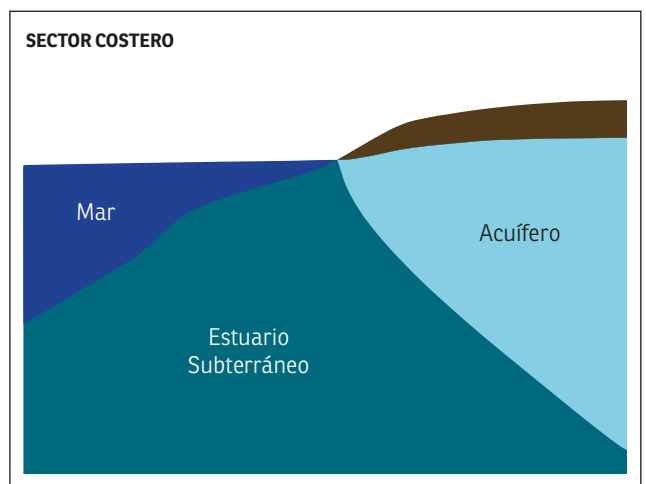
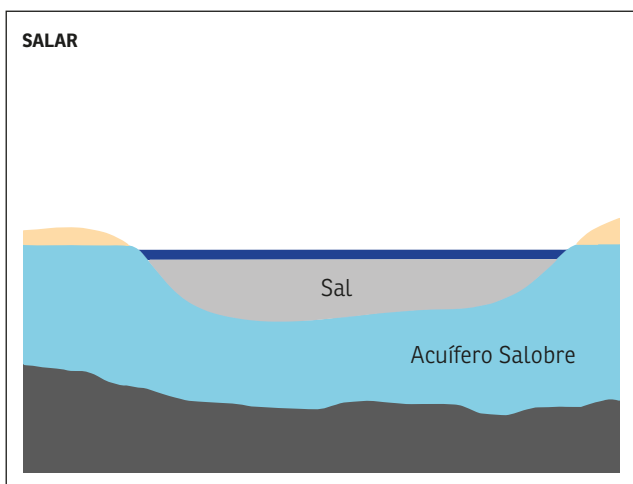


Figura 2: Hábitats de EAS salobres

La fauna que habita en EAS ha desarrollado adaptaciones estructurales y funcionales particulares para sobrevivir en este medio. Entre ellas se incluyen bajas tasas de metabolismo y de reproducción, alta longevidad, pérdida de ojos y pigmentos, mayor desarrollo sensorial no óptico y morfología corporal adaptada a la vida entre partículas o en cavidades de los acuíferos (Humphreys, 2006 y 2009).

Se plantea que el o los ancestros de estas especies provienen de aguas superficiales continentales y costeras, colonizando estos hábitats mediante radiación adaptativa, proceso de especiación rápida, debido a la disponibilidad de nichos ecológicos que presenta este nuevo ecosistema (Stoch, 1995 y 2004).

En función del grado de adaptación a las condiciones ambientales del subsuelo, la biota subterránea se puede clasificar en tres grupos: especies stigobiontes, que incluyen aquellas estrictamente subterráneas; especies stigofilas, capaces de sobrevivir también en ambientes epígeos (superficiales), al menos en alguna etapa de su ciclo de vida; y las especies stigoxenas, que presentan hábitos principalmente epígeos, pero ingresan ocasionalmente a las aguas subterráneas, por ejemplo durante inundaciones (Gibert & Deharveng, 2002; Schmidt & Hahn, 2012).

Como consecuencia de la falta de producción primaria, los EAS presentan tramas tróficas simples con pocos niveles, basados principalmente en especies poco especializadas (Danielopol et al., 2003). Existe una dominancia de consumidores primarios microscópicos, como bacterias, hongos y protozoos, los que suelen formar biofilms que posteriormente son consumidos por otros micro y macroinvertebrados (Gibert et al., 1994). Al alimentarse, los consumidores pueden disminuir las concentraciones de materia orgánica y nutrientes, mejorando la calidad de las aguas (Tione et al., 2014). Como se mencionó anteriormente, la presencia de nutrientes tiene una importante influencia sobre la abundancia de especies de aguas subterráneas; sin embargo, un aumento en su disponibilidad, podría repercutir en la disminución de especies estrictamente stigobiontes, en favor de especies stigofilas y stigoxenas, cuyas tasas metabólicas más elevadas les permiten un mayor éxito competitivo en estas condiciones anómalas. Por el contrario, en acuíferos con mayores tiempos de residencia, que naturalmente contienen menos nutrientes y biomasa, predominan los stigobiontes, debido a que estas condiciones dificultan la sobrevivencia de stigofilos y stigoxenos (Schmidt & Hahn, 2012).

Conocimiento global de las especies de aguas subterráneas

Jorge Pérez-Schultheiss

A pesar que las condiciones ambientales adversas presentes en los hábitats subterráneos sugieren un bajo número de especies, evaluaciones de la diversidad específica a nivel global, indican que estos ecosistemas albergan un número importante de organismos pertenecientes a diversos taxa (ver tabla 1).

No obstante, el conocimiento de estas comunidades en diferentes partes del mundo es aún muy incompleto, por lo que es frecuente el descubrimiento de nuevas especies (Gibert & Deharveng, 2002; Maurice & Bloomfield, 2012).

Tabla 1. Diversidad de especies de stigofauna a nivel global (Botosaneanu, 1986).

Taxón	Número de especies stigobiontes
Annelida	510
Arachnida	590
Crustacea	2870
Insecta	24
Mollusca	456
Vertebrata	106
Otros Phyla	2078
Total	6634

Los EAS están dominados por invertebrados, especialmente artrópodos, destacando la alta diversidad de crustáceos, que constituyen un 43% del total de stigobiontes conocidos (Gibert et al., 2009), y en muchos casos corresponden a más del 50 % de la riqueza y abundancia total en las comunidades de aguas subterráneas (Sket, 1999; Korbel & Hose, 2011).

Desde el punto de vista geográfico, la diversidad de especies stigobiontes muestra un patrón aparentemente sesgado hacia las zonas donde se ha realizado un mayor número de estudios, como Europa, Asia y Norteamérica (Tabla 2). Se espera un aumento permanente del número de especies descritas, especialmente en áreas poco exploradas.

Tabla 2: Especies stigobiontes conocidas por continente (Gibert et al., 2009).

Continente	Número de especies stigobiontes
Europa	2000
Asia	561
África	335
América del Norte	500
América del Sur	100
Oceanía	226
Antártica	0

Conocimiento de la fauna chilena de ecosistemas de aguas subterráneas

Jorge Pérez-Schultheiss

A nivel nacional, los estudios relacionados con fauna de aguas subterráneas han sido poco frecuentes y restringidos exclusivamente a especies del subphylum Crustacea. Los trabajos pioneros fueron realizados por el investigador alemán Wolfram Noodt, quien realizó prospecciones en varias zonas del país desde fines de la década de 1950, describiendo los primeros syncaridos y anfípodos conocidos, hasta inicios de la década de 1970.

Posteriormente, existe un vacío de casi 40 años, hasta el periodo reciente de estudios en crustáceos peracáridos, iniciado en el año 2009 y que ha permitido ampliar notablemente la diversidad de familias, géneros y especies dulceacuícolas en este grupo, anteriormente dominado por especies epígeas del género *Hyalella*.

Crustáceos de aguas subterráneas chilenas

Jorge Pérez-Schultheiss

Los crustáceos subterráneos conocidos hasta ahora en el país, pertenecen a los superórdenes Syncarida y Peracarida, ambos incluidos en la clase Malacostraca. Los Syncarida son pequeños crustáceos de cuerpo vermiforme, cuya longitud total varía entre 0,55 y 50 mm, pero que generalmente no superan los 3 mm. Son considerados fósiles vivientes, con representantes que datan del Carbonífero y se encuentran restringidos a aguas dulces, donde generalmente presentan hábitos intersticiales (Camacho & Valdecasas, 2008). Por otro lado, el superorden Peracarida es mucho más diverso, incluyendo además de las especies subterráneas, numerosas especies marinas, dulceacuícolas y terrestres, que van desde unos pocos milímetros hasta más de 30 cm. Los peracáridos se caracterizan principalmente por el desarrollo de una bolsa marsupial en la zona esternal de las hembras y su presencia en aguas subterráneas está restringida principalmente a isópodos y anfípodos (Wilson, 2008; Väinölä et al., 2008).

El primer crustáceo de aguas subterráneas reportado para Chile corresponde al anfípodo *Pseudingolfiella chilensis*, que habita aguas salobres de barras arenosas costeras desde Zapallar a Chiloé, entre 50 y 180 cm de profundidad. Esta especie fue confundida inicialmente con un representante del género *Ingolfiella* (suborden Ingolfiellidea) por Noodt (1959), pero luego fue transferida al género *Pseudingolfiella*, en el suborden Gammaridea (Noodt, 1965). Una segunda especie de anfípodo fue descrita en 1961, con el nombre de *Ingolfiella manni*. Esta especie ha sido reportada en varias localidades dulceacuícolas y salobres-costeras entre Paposos e Illapel (Noodt, 1961 y 1965).

Los primeros Syncaridos chilenos fueron descubiertos en aguas dulces de la Quebrada de Córdoba, Región de Valparaíso (Noodt, 1963a). En esta oportunidad, dos especies fueron encontradas cohabitando en el hiporreos del río, a unos 2 km de la desembocadura, las que se denominaron *Chilibathynella clandestina*, de la familia Parabathynellidae, y *Stygocaris gomezmillasi*, de la familia Stygocaridae, constituyendo ambas los primeros representantes conocidos para sus respectivos géneros. Una segunda especie de *Stygocaris* fue descrita del hiporreos de río Simpson, en la región de Aysén (Noodt, 1963b); sin embargo, Schminke (1980) crea un nuevo género para ella, con lo que actualmente se le denomina *Oncostigocaris patagonica*.

A continuación, fueron descritas otras cuatro especies de las familias Bathynellidae y Parabathynellidae (Noodt, 1965). Los

primeros Bathynellidos corresponden a *Bathynella cautinensis*, una especie hiporreica en el río Cautín (Región de la Araucanía) y *Bathynella grossei*, descrita del río Simpson, pero reportada posteriormente del hiporreos del lago Buenos Aires (región de Aysén), río Futa (región de Los Ríos) y lago Villarrica (región de la Araucanía) (Noodt, 1971). De la familia Parabathynellidae, se agregaron las especies *Atopobathynella valdiviana* y *Parvulobathynella riegelorum*, incluidas originalmente en los géneros Parabathynella y Leptobathynella, respectivamente. *A. valdiviana* se conoce únicamente del hiporreos del río Futa, región de los Ríos, mientras que *P. riegelorum*, luego de ser descrita del río Choapa (región de Coquimbo), fue reportada para el río Huasco (región de Atacama), río Limarí (región de Coquimbo) y la Quebrada de Córdoba (región de Valparaíso) (Noodt, 1971). El último syncarido chileno descrito corresponde a una subespecie de *Bathynella grossei*, denominada *B. g. coyhaiquensis*, conocida actualmente del lago Buenos Aires, río Simpson y del lago Villarrica.

Luego de un largo receso, el estudio de los crustáceos subterráneos tomó un nuevo impulso, iniciado con la revisión del estado del conocimiento de las especies de peracáridos de aguas subterráneas en Chile (Pérez-Schultheiss, 2009), donde se reportan preliminarmente, además de las dos especies ya descritas, nuevos hallazgos en el centro-sur del país.

Uno de estos reportes preliminares fue descrito posteriormente como *Rudolphia macrodactylus*, especie que constituye el primer anfípodo Paraleptamphopidae en el país, familia que anteriormente fue considerada endémica de Nueva Zelanda. Esta especie habita en galerías de camarones excavadores del género *Virilastacus*, en la cordillera de la costa de la provincia de Osorno, a profundidades de alrededor de 10 cm (Grosso & Peralta, 2009).

El descubrimiento del primer anfípodo de Phreatogammaridae, otra familia previamente considerada como endémica de



Figura 3: Crustáceos Peracáridos de aguas subterráneas chilenas: A. *Osornodella gabriellae* (Pérez-Schultheiss, 2013a); B. *Patangondiella wefkoi* (Pérez-Schultheiss, 2013b); C. *Rudolphia macrodactylus* (Grosso & Peralta, 2009); D. Isópodo Protojaniridae no descrito (*Aff. Anneckella sp.*, Pérez-Schultheiss, 2009).

Nueva Zelanda, fue realizado en Chile por Brehier et al. (2010), en base a especímenes colectados por una expedición espeleológica franco-chilena a las formaciones kársticas de la isla Madre de Dios, en la Región de Magallanes. Esta especie, denominada *Ruffia patagonica*, se encontró en el punto de resurgencia de un manantial proveniente de la caverna kárstica Fin del Seno, ubicada a pocos metros del mar, lo que sugiere preferencia por aguas salobres (Brehier et al., 2010).

Posteriormente, se describe la especie *Osornodella gabrielae*, que corresponde al primer Falklandellidae fuera de las Islas Malvinas (Pérez-Schultheiss, 2013a). La condición verdaderamente subterránea de esta especie no ha sido confirmada, sin embargo se encuentra estrechamente relacionada al área de resurgencia de manantiales cubiertos por el bosque en ambas vertientes de la cordillera de la costa de la provincia de Osorno, donde vive en asociación con los sedimentos del fondo.

Finalmente, la primera especie chilena de la familia Bogidiellidae, fue descrita de resurgencias de manantiales en la depresión intermedia de la provincia de Osorno. Esta especie, denominada *Patagongidiella wefkoi*, pertenece a un género previamente descrito de cavernas ubicadas en Neuquén, Argentina, cuyo descubrimiento en Chile representa un interesante caso de vicarianza mediado por el alzamiento de la Cordillera de los Andes (Pérez-Schultheiss, 2013b).

En la literatura se ha reportado además la presencia de un diverso conjunto de especies, que hasta el momento permanecen sin ser descritas en detalle. Es el caso del primer isópodo

de la familia Protojaniridae, reportado por Wilson (2008) y Pérez-Schultheiss (2009), cuyos registros indican su presencia en la provincia de Osorno. Asimismo, varias especies de identidad específica no determinada han sido mencionadas en asociación con otros taxa ya descritos por Noodt, incluyendo syncáridos (e.g. *Leptobathynella*), anfípodos (e.g. *Bogidiella*), isópodos (e.g. *Microcerberus*), copépodos harpacticoidos (e.g. *Parastenocaris* y *Canthocamptidae*) (Noodt, 1965: 25) y otros invertebrados intersticiales (Noodt, 1959: 200).

Si bien el conocimiento de la fauna subterránea chilena aún es fragmentario, es posible observar algunos patrones en la distribución de las especies. Las relaciones taxonómico-filogenéticas de las especies reportadas hasta el momento, evidencian su antiguo origen en ancestros ya presentes antes de la fragmentación de Pangea (e.g. *Ingolfiella*) y especialmente de Gondwana (e.g. *Chilibathynella*, *Atopobathynella*, *Pseudingolfiella*, *Rudolphia* y *Ruffia*), como demuestra la actual distribución biogeográfica de otros representantes de dichos grupos. Por otro lado, se destaca un alto nivel de endemismo, con la mayor parte de los taxa reportados de una única localidad. Sin embargo, algunas especies presentan una mayor amplitud distribucional, como ocurre con el anfípodo *Pseudingolfiella chilensis*, y los syncáridos bathynelaceos, *Bathynella grossei* y *Parvulobathynella riegelorum*. Es probable que un aumento en las prospecciones muestre distribuciones geográficas más amplias para otras de las especies conocidas.

En la tabla 3, se muestra una lista de las especies conocidas en Chile.

Tabla 3. Especies chilenas de Crustacea reportadas en aguas subterráneas

Superorden	Orden	Familia	Especie	Categoría	Hábitat	
Syncarida	Anaspidacea	Stygocarididae	<i>Oncostygocaris patagonica</i> (Noodt, 1963b)	Stigobionte	Hiporreos	
			<i>Stygocaris gomezmillasi</i> (Noodt, 1963a)	Stigobionte	Hiporreos	
	Bathynellacea	Bathynellidae	<i>Bathynella cautinensis</i> (Noodt, 1965)	Stigobionte	Hiporreos	
			<i>B. grossei grossei</i> (Noodt, 1965)	Stigobionte	Hiporreos	
			<i>B. grossei coyhaiquensis</i> (Noodt, 1971)	Stigobionte	Hiporreos	
			Parabathynellidae	<i>Atopobathynella valdiviana</i> (Noodt, 1965)	Stigobionte	Hiporreos
				<i>Chilibathynella clandestina</i> (Noodt, 1963a)	Stigobionte	Hiporreos
				<i>Parvulobathynella riegelorum</i> (Noodt, 1965)	Stigobionte	Hiporreos
	Peracarida	Amphipoda	Bogidiellidae	<i>Patagongidiella wefkoi</i> (Pérez-Schultheiss, 2013b)	Stigobionte	Manantiales
			Falklandellidae	<i>Osornodella gabrielae</i> (Pérez-Schultheiss, 2013a)	Stigofila	Manantiales
Ingolfiellidae			<i>Ingolfiella manni</i> (Noodt, 1961)	Stigobionte	Psamolitoral	
Paraleptamphopidae			<i>Rudolphia macrodactylus</i> (Grosso & Peralta, 2009)	Stigofila	Galerías de camarones excavadores	
			Phreatogammaridae	<i>Ruffia patagonica</i> (Bréhier et al., 2010)	Stigofila	Manantial cárstico
Pseudingolfiellidae			<i>Pseudingolfiella chilensis</i> (Noodt, 1959)	Stigobionte	Psamolitoral	
Isopoda			Protojaniridae	No descrita (Aff. <i>Anneckella</i> sp, Pérez-Schultheiss, 2009)	Stigobionte	Manantiales

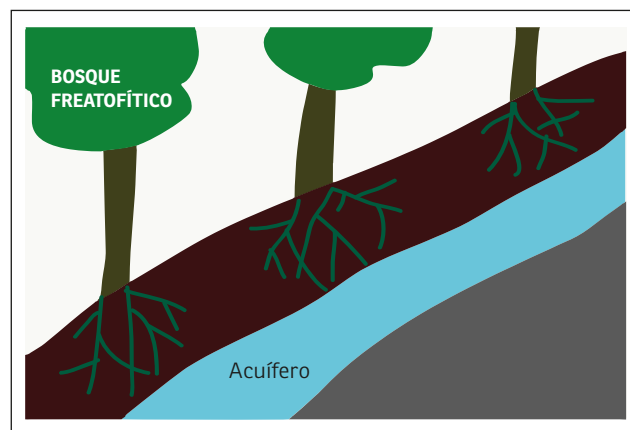
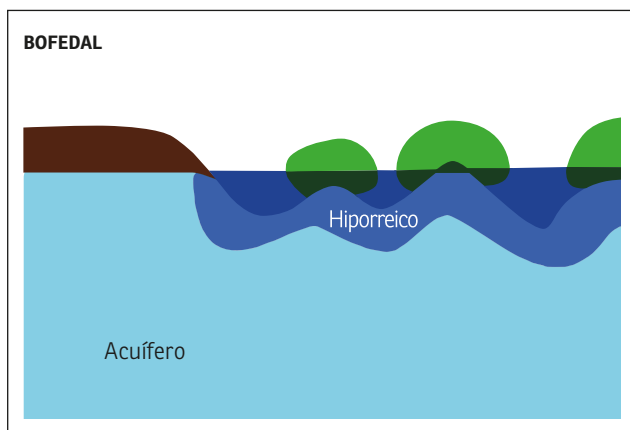


Figura 4: Hábitats de EAS en acuíferos bajo bofedales y bosques freatófitos

Servicios ecosistémicos de aguas subterráneas

Karin Bardowicks

Los EAS proveen varios servicios ecosistémicos, algunos de ellos fundamentales para el bienestar humano. Como se ha mencionado anteriormente, las redes tróficas de los EAS participan en el mejoramiento de la calidad de agua mediante las degradaciones de biomasa, nutrientes y contaminantes. Existen microorganismos especializados en la degradación de plumas de contaminación (Humphreys, 2006). De esta manera, las especies prestan un servicio ecosistémico fundamental para la integridad de los ecosistemas asociados y la protección de la vida humana (Herman et al., 2001; Gibert & Deharveng, 2002). Sin embargo, la sustentabilidad de estos servicios se mantendrá siempre y cuando los EAS presenten una estructura y funcionalidad integral (Griebler et al., 2010; Stein et al., 2010).

Uno de los servicios más importantes es la provisión de agua de buena calidad para el consumo humano y para el riego de cultivos, especialmente durante periodos secos o en episodios derivados del cambio climático. Aproximadamente 2,5 billones de personas en el mundo usan aguas subterráneas como fuente de agua potable y cientos de millones de agricultores la usan para satisfacer su demanda de riego (UNESCO, 2012). En Chile, el uso de agua subterránea para el consumo humano alcanza un 40% del volumen total consumido en zonas urbanas, mientras que en zonas rurales a nivel nacional alcanza un 76%. Considerando solamente el Valle Central de Chile, desde la Región Metropolitana a la Región del Bío-Bío, más de 83% del Agua Potable Rural (APR) se obtiene de aguas subterráneas (Política Nacional para los Recursos Hídricos 2015, Ministerio del Interior y Seguridad Pública).

Además, los invertebrados que habitan los acuíferos contribuyen al mantenimiento de los espacios por donde se mueve el agua, asegurando su flujo, alterando los gradientes redox, mejorando la liberación de carbonos orgánicos, promoviendo la actividad de biofilm, entre otros (Humphreys, 2006). Así los EAS permiten una adecuada regulación hídrica para el mantenimiento de ecosistemas acuáticos superficiales, aportando a la cantidad y calidad de las aguas de ríos, lagos, vegas,

bofedales y de otros humedales, como manantiales y bosques freatófitos (Humphreys, 2006; Figura 4).

Vulnerabilidad de ecosistemas de aguas subterráneas

Karin Bardowicks

Naturalmente las aguas subterráneas presentan bajas concentraciones de nutrientes, de metales y no contienen químicos sintéticos. La presencia de nitrógeno y metales por sobre las concentraciones naturales y de químicos sintéticos, como pesticidas o hidrocarburos, pueden causar cambios significativos en la biota, indicando la ocurrencia de perturbaciones antropogénicas (Korbel & Hose, 2011; Malard et al., 1996). Las principales fuentes de contaminación de aguas subterráneas son las aguas servidas y las actividades agrícolas y mineras (Humphreys, 2006). Las aguas servidas y las actividades agrícolas generan un aumento en las concentraciones de nutrientes y químicos sintéticos, mientras que, las actividades mineras aumentan las concentraciones de metales y sales por medio de sus residuos líquidos y sólidos (Humphreys, 2009), drenajes ácidos y aguas de contacto. El aumento de la biomasa, nitrato y hierro (III), entre otros (Humphreys, 2009) suben la demanda de oxígeno, produciendo una disminución de la concentración de oxígeno bajo los valores recomendados para el desarrollo de la stigofauna (al menos 1 mg/L, ver Hahn, 2006). Así, la presencia de este tipo de perturbaciones puede provocar un desplazamiento en la estructura y composición del ecosistema (Korbel & Hose, 2011; Tione et al., 2011).

Por otro lado, grandes obras de construcción y la minería pueden remover la matriz de hábitat de los EAS, disminuyendo su extensión, de modo similar a lo que ocurre con la sobreexplotación del recurso hídrico. Debido a la conexión hidrológica entre las aguas subterráneas y superficiales la sobreexplotación de acuíferos puede impactar también en los ecosistemas de aguas superficiales, especialmente en el nivel de lagos, salares y bofedales. Además, las grandes operaciones afectan los flujos de agua subterránea, y en consecuencia, el transporte de oxígeno y carbono orgánico disuelto, dos recursos básicos para la vida en los acuíferos

(Humphreys, 2009). La composición y densidad de la fauna de agua subterránea se puede utilizar como un buen indicador para mostrar los efectos de la sobreexplotación de acuíferos (Humphreys, 2009).

Las recargas artificiales de acuíferos también presentan un gran riesgo para los EAS, debido a cambios en el flujo del agua y en las concentraciones físico-químicas de los acuíferos, que naturalmente contienen condiciones estables o donde los cambios ocurren lentamente (Humphreys, 2009).

Conclusiones

Korbel & Hose (2011) definen un EAS saludable como aquel que sostiene su estructura y función ecológica en el tiempo, mientras ofrece de manera sustentable sus servicios ecosistémicos. Esta definición incluye atributos biológicos, físicos y químicos, además de la función y vulnerabilidad del ecosistema. De acuerdo a lo anterior, Griebler et al. (2014) plantean un índice para evaluar el estado de los ecosistemas en base a indicadores de parámetros físico-químicos y biológicos de las aguas subterráneas.

El conocimiento de la biota de aguas subterráneas chilenas es aún escaso y evidentemente incompleto. Un aumento en la amplitud geográfica de las prospecciones, incluyendo nuevos hábitats subterráneos, debería producir un alza importante en la diversidad de especies conocidas. Hasta ahora, los muestreos se han limitado a las zonas hiporreicas asociadas a ríos y lagos, como también a barras arenosas costeras y manantiales, no existiendo antecedentes respecto a acuíferos aluviales (por ejemplo pozos de control hidrológico), sistemas kársticos y cuevas, etc. Es necesario destacar la importancia de aumentar el conocimiento de estas comunidades bióticas a través de monitoreos, especialmente considerando la alta demanda humana por recursos hídricos de origen subterráneo para agua potable y riego, y la urgente necesidad de contar con herramientas que permitan evaluar el impacto ambiental de las actividades antrópicas en la calidad de los acuíferos. Para eso se pueden utilizar las metodologías internacionales disponibles para monitorear la stigofauna y la composición microbiana (ver por ejemplo Hose & Lategan, 2012). Por otro lado, son necesarias políticas para la protección y conservación de los ecosistemas presentes en los acuíferos.

Los afloramientos de aguas subterráneas se pueden observar en diferentes zonas de la cordillera de Los Andes y de la Costa. Afloramiento de agua en el Cajón del Maipo. Foto: Jorge Herreros.





◀ *Los humedales son uno de los ecosistemas más comunes en las zonas urbanas, asociadas a ríos, estuarios, lagunas y lagos. Laguna de Cartagena, Cartagena, Región de Valparaíso.*

DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

5.4 ECOSISTEMAS URBANOS

Sonia Reyes-Paecke¹, Olga Barbosa², Juan Luis Celis-Diez³, Francisco de la Barrera⁴

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas urbanos se caracterizan por la presencia de componentes naturales y construidos, cuyas interacciones están influenciadas por procesos naturales (clima, procesos geomorfológicos) pero principalmente por la cultura, la organización social, económica y política, y el comportamiento individual de los habitantes. Los ecosistemas urbanos han sido descritos como un complejo de tres subsistemas: natural, construido y social. Al igual que en otros ecosistemas, pueden ser caracterizados en términos de sus componentes bióticos y abióticos, y de la circulación de materia y energía. Las ciudades presentan características biofísicas distintivas en comparación a otros ecosistemas terrestres tales como: mayores temperaturas a nivel superficial y del aire, menor humedad del aire, suelos altamente compactados y contaminados, y dominan las superficies impermeables, tienen una mayor concentración de contaminantes atmosféricos

y existen altos niveles de ruido y luminosidad nocturna. La distribución espacial del agua y los nutrientes en el sustrato están modificados por la presencia de edificaciones y el alto grado de impermeabilización. No obstante, también ofrecen una gran variedad de estructuras verticales que son utilizadas por la fauna urbana, especialmente aves, insectos y murciélagos. Asimismo, en las ciudades ocurren procesos activos de selección y cuidado de la vegetación urbana que favorecen el desarrollo de una biota en ocasiones muy diferente a la de los ecosistemas naturales cercanos.

A esto se agrega la extensión del área urbana, la densidad y el tipo de construcciones, y el estado de conservación de las áreas naturales que rodean la ciudad. Todas estas variables forman gradientes, de manera que los ecosistemas urbanos no son espacialmente homogéneos ni representan una discontinuidad abrupta en el paisaje, ya que – en mayor o menor

1 – Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.
– Centro de Desarrollo Urbano Sustentable, CEDEUS

2 – Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
– Instituto de Ecología y Biodiversidad, IEB-Chile
– Centro de Desarrollo Urbano Sustentable, CEDEUS

3 – Escuela de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Av. Brasil 2950, Valparaíso

4 – Centro de Desarrollo Urbano Sustentable & Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción; fdelabarrera@udec.cl

medida- se integran con otros ecosistemas a escala regional. En relación con la biodiversidad, en las ciudades los seres humanos seleccionan las especies que introducen, cultivan y mantienen, en el caso de las plantas, y aquellas que toleran o excluyen en el caso de la fauna, variando estas preferencias según niveles de educación, niveles de ingresos económicos y preferencias culturales.

Así, a diferencia de las áreas naturales, en donde la abundancia y distribución de las especies es determinada por las características geográficas y ecológicas del hábitat - tales como la disponibilidad de nutrientes, refugio, o microclima - en los ambientes urbanos las decisiones humanas predominan por sobre los factores naturales. Por esta razón, en las ciudades se registra una gran cantidad de plantas ornamentales que no podrían sobrevivir sin una mantención que permita superar las limitaciones ambientales, como por ejemplo el riego diario durante los periodos de sequía (y durante todo el año en las ciudades desérticas); protección de las bajas temperaturas; y/o la fertilización del suelo. La intervención humana es activa, cuando se refiere a la selección y exclusión de especies (por ejemplo, el cultivo de especies ornamentales y la exclusión de malezas), y pasiva cuando se refiere a la generación de condiciones favorables para los humanos, pero que al mismo tiempo favorecen a especies sinantrópicas (aquellas que dependen de recursos antropogénicos) como palomas, ratones y otros animales asociados a los asentamientos humanos.

Diversos estudios han observado un proceso de homogenización biótica en muchas ciudades, que consiste en la abundancia de pocas especies, altamente distribuidas en el globo, y la escasez o ausencia de especies locales. Esto significa, que la composición de especies de una ciudad cualquiera es más parecida a la de otras ciudades que a la de su propia región geográfica. Sin embargo, también hay evidencia de que las ciudades pueden constituir refugios para especies nativas que desaparecen de las zonas agrícolas y forestales, pero pueden mantenerse en algunos de los múltiples hábitats urbanos.

Las ciudades concentran más de la mitad de la población mundial, en Chile este número es aún mayor, ya que el 89% de la población es urbana y en el norte del país asciende a 95%. El contacto cotidiano con la naturaleza ocurre en los ambientes urbanos, y las especies allí presentes configuran la visión de la naturaleza desde temprana edad. Por esta razón, muchas personas desconocen las especies nativas, pero conocen muy bien especies exóticas presentes en los parques, plazas, calles y jardines domésticos.

La importancia de la biodiversidad urbana no sólo radica en que se encuentra en donde vive la mayor parte de los seres humanos. Dicha biodiversidad ofrece servicios ecosistémicos, esto es, los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas.

En las siguientes páginas revisaremos el estado del conocimiento de la biodiversidad urbana en Chile, los grupos más

estudiados, sus servicios ecosistémicos y los desafíos para la investigación y gestión futuras.

ESTADO DEL CONOCIMIENTO EN CHILE

Flora y vegetación urbana

En términos estructurales la vegetación urbana presenta un predominio de los estratos arbóreo y herbáceo por sobre el estrato arbustivo, incluso en aquellas regiones del país en donde el matorral es parte fundamental del paisaje natural. Los arbustos están confinados principalmente a los jardines de las viviendas, y en menor medida se encuentran en parques urbanos. En los espacios públicos los arbustos son excluidos o se mantienen con muy baja altura, porque constituyen una fuente de inseguridad para los ciudadanos. Los pocos estudios realizados sugieren que los jardines de las viviendas presentan una mayor diversidad estructural, pero no se cuenta con datos concluyentes al respecto (Reyes-Paecke & Meza, 2011).

La vegetación no se distribuye homogéneamente dentro de las ciudades. Diversos estudios, realizados en el Área Metropolitana de Santiago, han mostrado que la cobertura vegetal está asociada al nivel de ingresos de la población, siendo mayor en las zonas de más altos ingresos (Romero et al., 2012; De la Barrera et al., 2016). También se ha registrado una correlación positiva entre la riqueza de especies arbóreas y arbustivas y el nivel de ingresos de la población, de manera que las comunas de altos ingresos cuentan con un promedio de 28 especies por hectárea, mientras que las comunas de ingresos medios y bajos sólo cuentan con 18 y 16 especies por hectárea respectivamente (De la Maza et al., 2002). No se cuenta con información similar para otras ciudades chilenas.

El arbolado urbano es el componente vegetal más importante en términos de cobertura y distribución espacial. El arbolado está distribuido en calles, parques, plazas, y en los patios y jardines de las viviendas. Respecto a las especies más frecuentes, hay diferencias entre las ciudades de las cuales se tiene información, pero en general predominan las especies exóticas por sobre las nativas. La mayoría de las especies ornamentales utilizadas en el paisajismo urbano tienen origen europeo, euroasiático, y norteamericano. Más recientemente se han incorporado especies provenientes de Sudáfrica y Australia -sobre todo en la región mediterránea del país-, producto de su buena adaptación al ambiente urbano.

Las ciudades del norte de Chile están inmersas en el Desierto de Atacama, caracterizado por su extrema aridez. En este contexto, las ciudades tienen una baja cobertura vegetal comparada con ciudades del centro o sur de Chile, pero una cobertura mayor a la de su entorno. En Antofagasta las especies ornamentales más frecuentes, de acuerdo con información municipal, son *Myoporum laetum* (Mioporo), *Eleagnus angustifolia* (Olivo de Bohemia), *Eucalyptus camaldulensis* (Eucalipto rojo), *Parkinsonia aculeata* (Parkinsonia) y *Graevillea robusta* (Grevillea). En menor proporción, es posible encontrar árboles



El sacatureal (*Pyrocephalus rubinus*), es una de las aves más llamativas por su color rojo, que se puede observar, ocasionalmente, en las plazas y patios con arboles y arbustos en de la ciudad de Arica, ocupando cualquier elemento urbano como percha, ya sea letreros, cables del tendido eléctrico, entre otras. Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

nativos del norte de Chile, como *Geoffrea decorticans* (Chañar), *Prosopis chilensis* (Algarrobo), *Prosopis tamarugo* (Tamarugo) y dos especies sudamericanas *Schinus molle* (Pimiento) y *Caesalpineia spinosa* (Tara). No se cuenta con información cuantitativa respecto a su abundancia o cobertura. También son frecuentes, en los espacios públicos, arbustos y plantas florales como *Nerium oleander* (Laurel de flor), *Hibiscus rosa-sinensis* (Hibisco), *Osteospermum pluvialis* (Dimorfoteca), *Pelargonium ostorum* (Cardenal), *Gazania splendens* (Gazania), y *Senecio kaempferi* (Senecio) y gramíneas del género *Stipa*.

En la ciudad de Ovalle, las especies presentes en los espacios públicos son en su mayoría exóticas, siendo las más frecuentes *Jacaranda mimosifolia* (Jacarandá), *Cupressus sp.* (Ciprés), *Casuarina cunninghamiana* (Casuarina), *Chamaecyparis lawsoniana* (Chamaecyparis), *Araucaria heterophylla* (Araucaria excelsa) y *Phoenix canariensis* (Palmera canaria). En terrenos eriazos y en las riberas del Río Limarí es posible encontrar árboles y arbustos nativos que son remanentes de las formaciones vegetacionales silvestres, tales como *Senna cumingii var. coquimbensis* (Alcaparra) *Acacia caven* (Espino), *Heliotropium stenophyllum* (Heliotropo), *Senecio murorum* (Monteazulillo), *Adesmia sp.* (Espinillo), *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo), *Baccharis marginalis* (Chilca), *Salix humboldtiana* (Sauce), *Baccharis linearis* (Romerillo), *Ophiosporus triangularis* (Cola

de zorro), *Prosopis chilensis* (Algarrobo), *Maytenus boaria* (Maitén) y *Schinus polygamus* (Huingán) (Saldías, 2009).

La zona central de Chile, que incluye las regiones de Valparaíso, Metropolitana de Santiago, de O'Higgins y del Maule, alberga alrededor del 60% de la población, la más alta densidad de centros poblados y la concentración urbana más grande del país. En la localidad de Placilla (Provincia de Valparaíso) se identificaron 75 especies de plantas vasculares, de las cuales 43 (57%) son exóticas y 32 (43%) son nativas. Las especies más frecuentes son *Acacia dealbata* (Aromo), *Acacia melanoxylon* (Aromo australiano), *Galega officinalis* (Galega) y *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), siendo las tres últimas consideradas invasoras (De la Barrera et al., 2011).

En el Área Metropolitana de Santiago predominan las especies exóticas por sobre las nativas, tanto en espacios públicos como privados. En el arbolado urbano las especies más frecuentes son *Robinia pseudoacacia* (Acacio), *Acer negundo* (Arce americano), *Liquidambar styraciflua* (Liquidámbar), *Prunus sp.* (Ciruelo de flor), *Brachichyton populneus* (Brachichito), *Platanus orientalis* (Plátano oriental), *Melia azedarach* (Melia), *Liriodendron tulipifera* (Tulipero), *Acer pseudoplatanus* (Falso plátano), *Jacaranda mimosifolia* (Jacarandá), *Ligustrum lucidum* (Ligustro). Alrededor de un 15% del arbolado está



El parque Uruguay que se ubica a orillas del río Mapocho, le da cobijo a muchas especies de aves nativas destacando zorzales, tuiques, queltehues, rara y mirlos, entre otras. Providencia, Santiago, Región Metropolitana. Foto: Jorge Herreros.

compuesto por especies nativas, siendo las más frecuentes *Quillaja saponaria* (Quillay), *Cryptocaria alba* (Peumo), *Maytenus boaria* (Maitén), *Beilschmiedia miersii* (Belloto), *Crinodendron patagua* (Patagua), *Acacia caven* (Espino), y *Prosopis chilensis* (Algarrobo). Una especie sudamericana muy frecuente en toda la ciudad es *Schinus molle* (Pimiento), profusamente utilizada en calles y avenidas por su alta resistencia a la sequía y radiación solar.

En los parques del Área Metropolitana de Santiago son más abundantes las especies exóticas (64%) que las especies nativas (36%), aunque hay un grupo de parques denominados parques urbanos naturales, que contienen una mayor representación de especies nativas (55%). Las especies más frecuentes son *Platanus orientalis* y *Quillaja saponaria* (Correa-Galleguillos & De la Barrera, 2014). Se han identificado 124 especies de las cuales 105 (85%) son exóticas, 16 (12%) son nativas y 3 son endémicas (Rodorff, 2010; Correa-Galleguillos & De la Barrera, 2014).

La mayor parte de la vegetación en el Área Metropolitana de Santiago se encuentra en los jardines de las viviendas. La superficie total de jardines (incluyendo antejardín y patio) en esta ciudad supera las 16.700 hectáreas, equivalentes al 26% de la superficie del área metropolitana, y tienen en promedio el 70% de su superficie cubierto con vegetación, que se desagrega en 34% de césped y 37% de cobertura arbórea y arbustiva (Reyes-Paecke & Meza, 2011). No se cuenta con estudios que permitan conocer la composición de especies de los jardines, lo cual es

un dato relevante dada la importancia de este componente de la estructura urbana.

El estudio de avifauna urbana realizado por Mella & Loutit (2007) caracteriza la cobertura vegetal de los cerros isla de Santiago, los cuales tienen diferentes grados de intervención y manejo, pero todos han perdido su vegetación original producto de la intervención humana. La cobertura total de vegetación alcanza en promedio el 85%, predominando la cobertura herbácea (34%) y arbustiva (33%). El Cerro Santa Lucía es la excepción, ya que ha sido transformado en un parque urbano, y por tanto predominan los árboles (60%). La cobertura promedio de vegetación nativa alcanzó el 69% en el conjunto de los cerros analizados, variando desde un 96% en el cerro La Ballena (sin manejo alguno) hasta el 10% en el Cerro Santa Lucía. La especie dominante en casi todos los cerros es *Acacia caven* (Espino), seguido por *Colliguaja odorifera* (Colliguay), *Trevoa trinervis* (Tevo), *Baccharis linearis* (Romero), *Lithraea caustica* (Litre) y *Cestrum parqui* (Palqui). Las especies introducidas dominantes fueron *Eucaliptus globulus* (Eucalipto), *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), y *Hedera hélix* (Hiedra) (Mella & Loutit, 2007).

La zona sur de Chile se caracteriza por una rica flora silvestre, sin embargo los estudios realizados en algunas ciudades registran la predominancia de especies exóticas, al igual que lo registrado en el centro y norte de país. En las plazas y parques de Temuco se han identificado 127 especies de árboles, de las cuales un 73% son exóticos y un 27% nativos. Las especies



exóticas *Betula pendula* (Abedul), *Malus baccata* (Manzano de flor), *Prunus cerasifera* (Ciruelo rojo), *Prunus avium* (Cerezo), *Prunus serrulata* (Cerezo de flor), y *Robinia pseudoacacia* (Acacio), están muy distribuidas principalmente en calles y avenidas. Las especies nativas más frecuentes son *Maytenus boaria* (Maitén), *Embothrium coccineum* (Notro) y *Nothofagus dombeyi* (Coihue) (Romero-Mieres et al., 2009).

Un estudio de la avifauna realizado en dos parques de la ciudad de Osorno registra algunas de las especies arbóreas presentes, los cuales difieren en la proporción de especies nativas y exóticas. En el parque Chucaya la vegetación es dominada por *Salix spp.* (Sauces), *Chusquea quila* (Quila) y *Populus nigra* (Álamo), con *Maytenus boaria* (Maitén), como el único árbol nativo presente. En el Parque IV Centenario se encontraron las mismas especies exóticas, pero además el parque contiene un bosque adulto, dominado por *Nothofagus dombeyi*, (Coihue), *Nothofagus obliqua* (roble), y *Gevuina avellana* (Avellano) (Cursach & Rau, 2008).

Los pocos estudios sobre flora urbana espontánea han sido realizados en dos ciudades del sur de Chile: Concepción y Valdivia, ambos a fines de los '90. En Concepción, mediante un muestreo en terrenos eriazos y bordes de calles se identificaron 171 especies, de las cuales sólo 17 (9,9%) fueron nativas. 112 especies (65,5%) fueron de origen europeo, 24 americanas (14%) y 18 (10,5%) de un origen distinto (Lira et al. 2008). En Valdivia el estudio abarcó terrenos eriazos localizados dentro

del área urbana. Se identificaron 98 especies, de las cuales el 74,5% fueron exóticas de origen europeo o euroasiático, el 5,1% provenía de América del Norte o Central y el 18,4% de Sudamérica (Finot & Ramírez, 1996). La especie más frecuente fue *Rubus constrictus* (murra). Un rasgo importante es que las asociaciones arbustivas dominadas por esta planta en zonas rurales aparece muchas veces acompañada por *Aristolelia chilensis* (Maqui), sin embargo en la zona urbana esta última es reemplazada por especies exóticas.

En ambas ciudades el porcentaje de especies exóticas es muy alto si se compara con estudios realizados en ciudades europeas, que en general contienen menos del 50% de estas especies en su flora espontánea (Lira et al., 2008).

Fauna urbana en Chile

En Chile existen muy pocos catastros de la biodiversidad en las ciudades y menos aún estudios focalizados en la fauna urbana. Las aves son un importante componente de la biodiversidad urbana y en forma similar a la tendencia global, han sido el grupo taxonómico mayormente estudiado en nuestro país, siendo el trabajo de Solar (1975) "Las aves de la ciudad", pionero en establecer un catastro inicial de alrededor de 50 especies para las ciudades de la zona central de Chile. En general, se ha observado que la riqueza y abundancia de aves, tiende a declinar con aumentos en el grado de urbanización, lo que es consistente con el proceso de homogenización biótica en las

ciudades, en el cual unas pocas especies, generalmente exóticas y cosmopolitas, dominan estos ambientes.

En Chile, los primeros estudios se focalizaron en evaluar el impacto de las áreas verdes como plazas y parques sobre la avifauna urbana. En este sentido, Estades (1995) registró un total de 18 especies en los meses de invierno en plazas de la comuna de La Reina en la ciudad de Santiago (Región Metropolitana), encontrando una correlación positiva entre la diversidad y la estructura de la vegetación con la diversidad de aves, destacando la importancia del estrato arbustivo para la avifauna (Estades, 1995).

Un par de años más tarde, Urquiza & Mella (2002), ampliando la escala espacial de análisis e incluyendo los principales parques de la ciudad de Santiago, registraron en primavera-verano, un total de 31 especies (27 nativas y 4 exóticas). Sin embargo, a diferencia de Estades (1995), documentaron correlaciones positivas entre la riqueza de especies y el área del parque, el porcentaje de especies nativas y la cercanía con el borde de la ciudad (Urquiza & Mella, 2002), por lo que en estas fechas, ya se tenía alguna idea de las principales variables del hábitat que modulaban la presencia de aves en la ciudad.

Por otra parte, Díaz & Armesto (2003), analizaron el uso diferencial de la estructura del hábitat por parte de las comunidades de aves de Santiago, utilizando el concepto de gremio de hábitat, comparando la composición de aves en parques, barrios residenciales y la zona periurbana de la comuna de La Reina con la avifauna de la Reserva Nacional Río Clarillo, como escenario referencial de la diversidad potencial de Santiago previo a su urbanización. Como resultado registraron una mayor riqueza de aves en el área protegida y en la zona peri-urbana de la comuna de La Reina (27 especies en c/u) en comparación con los parques (24 especies) y barrios residenciales (22 especies), siendo estos últimos los que registraron la menor riqueza (Díaz & Armesto, 2003). Adicionalmente, y muy en la línea de los estudios previos, encontraron una asociación positiva entre la riqueza de aves y la vegetación nativa, sumado a que las especies dominantes fueron aves que se asocian al follaje arbóreo, y por otra parte, las especies típicas del sotobosque o del suelo como la turca (*Pterotochos megapodius*) y el tapaculo (*Scelorchilus albicollis*), estuvieron prácticamente ausentes en las áreas urbanas (Díaz & Armesto, 2003).

Un patrón similar observaron Pauchard et al. (2006) al comparar la riqueza de aves en el interior de la ciudad de Concepción versus ambientes peri-urbanos, donde en las primeras, observaron una alta abundancia de especies exóticas como el gorrión (*Passer domesticus*) y la paloma (*Columba livia*).

Una aproximación distinta fue la desarrollada por Mella & Loutit (2007), quienes incorporaron al análisis, los cerros islas de la ciudad de Santiago, comparando la composición y la nidificación de las aves en esos cerros con los parques urbanos. Al respecto, en dicho estudio, no observaron diferencias en la riqueza de aves entre los cerros islas y parques

urbanos. Sin embargo, diferencias en la composición se observaron en especies como el canastero (*Asthenes humicola*), yal (*Phrygilus fruticeti*), peuco (*Parabuteo unicinctus*) y diucón (*Xolmis pyrope*), los que no fueron observados en los parques urbanos. En relación a la nidificación de las aves, no se observaron diferencias en el número de nidos entre los cerros islas y los parques urbanos. Sin embargo, se observó una preferencia de las aves para nidificar en especies nativas, siendo el espino (*Acacia caven*) y el quillay (*Quillaja saponaria*) las más utilizadas (Mella & Loutit, 2007). Es ambos ambientes, las principales aves registradas fueron el chincol, el canastero (*Asthenes humicola*), el tordo (*Curaeus curaeus*), el zorzal (*Turdus falcklandii*), la tórtola (*Zenaida auriculata*) y el fio fio (*Elaenia albiceps*).

Continuando con esta aproximación, Rannou (2015) analizó el éxito reproductivo de aves en parques urbanos de distinto tamaño de la ciudad de Santiago. Pese a que un 46% de los nidos observados (n=112 nidos monitoreados) fue fallido, no hubo diferencias en función del tamaño de los parques. Sin embargo, a diferencia de lo registrado por Mella & Loutit (2007), no se observaron preferencias por especies nativas para nidificar, similar a lo documentado por Kramer (2012) para el Parque Araucano de la comuna de Las Condes.

Finalmente, un reciente estudio realizado en la ciudad de Valdivia, registró un total de 32 especies de aves (30 nativas y 2 exóticas) (Silva et al., 2015). En éste estudio, la riqueza total de aves fue negativamente influenciada por la superficie pavimentada y las áreas verdes municipales (formales). Sin embargo, la riqueza de especies nativas estuvo positivamente correlacionada con las áreas verdes informales (como terrenos abandonados, humedales y retazos de bosque nativo) y negativamente afectada por la densidad de edificación, superficie pavimentada y la riqueza vegetal, sugiriendo que a diferencia de lo observado en el hemisferio norte (en donde se han realizado la mayor parte de los estudios), existen particularidades en el patrón de distribución de las aves en las ciudades latinoamericanas (Silva et al., 2015).

A diferencia de las aves, sólo un estudio ha comparado el ensamble de micro-mamíferos entre ambientes urbanos y la zona peri-urbana de la ciudad de Santiago (Fernandez & Simonetti, 2012), documentando diferencias significativas en el ensamble, dada por la pérdida de especies endémicas en los ambientes urbanos, y un aumento en la proporción de roedores exóticos, lo cual sugiere que los remanentes de vegetación inmersos en la matriz urbana, a pesar de poseer alta cobertura vegetal, no constituirían hábitat de calidad para albergar poblaciones viables de micro-mamíferos nativos (Fernandez & Simonetti, 2012).

Basado en el análisis de un conjunto de factores que favorecen o limitan la presencia de fauna (perturbaciones antrópicas, usos del suelo, infraestructura vial, presencia de áreas naturales, entre otros) Flores-Meza et al. (2013) identificaron zonas con un mayor potencial para albergar fauna nativa en



Las plazas y paseos arbolados son espacios urbanos que permiten la existencia de especies nativas en las ciudades, favoreciendo nuestra biodiversidad. Parque Kramer, Valdivia, Región de Los Ríos. Foto: Jorge Herreros.

el Área Metropolitana de Santiago. Las comunas de Lampa, Lo Barnechea, Vitacura y Peñalolén presentaron el mayor potencial, seguidos por Puente Alto, Pudahuel, Las Condes y Quilicura. En todos los casos las áreas favorables para la presencia de fauna nativa se encuentran en la periferia de estas comunas, en zonas cordilleranas o con mayor cobertura de vegetación silvestre y menor densidad de urbanización. Las áreas verdes urbanas presentaron un bajo potencial, debido a la densidad de la urbanización que las rodea, y a la ausencia de conectividad con otras áreas similares.

Finalmente, San Martín-Órdenes (2013) observó que la urbanización tuvo consecuencias negativas sobre la riqueza de herpetozoos en dos localidades urbanas de Chile central (Chimbarongo y Talca), siendo *Liolaemus tenuis* la especie más frecuente en ambientes urbanos.

Servicios ecosistémicos urbanos

Una función ecosistémica es un proceso biológico, geoquímico y físico, que ocurre en un ecosistema, producto de la interacción entre sus componentes (agua, suelo, vegetación, atmósfera y biota), y entre ecosistemas. Entre estas funciones se cuentan el control biológico, la descomposición de materia

orgánica, la regulación climática, o la producción de agua pura. Todas ellas son esenciales para la mantención de la vida en el planeta. En este contexto, los servicios ecosistémicos han sido definidos como los beneficios que la sociedad recibe de los ecosistemas (MEA, 2005), y dependen en diverso grado de las funciones ecosistémicas. Por ejemplo, la polinización es en sí misma un servicio ecosistémico, mientras que la mantención de los suelos (fertilidad y estructura) depende de varias funciones ecosistémicas, entre ellas, la descomposición de materia orgánica, la mineralización, la productividad primaria, y de componentes como la biodiversidad.

El bienestar humano depende de una variedad de servicios ecosistémicos, los cuales son más importantes aun en el contexto urbano porque concentra personas. Entre los servicios ecosistémicos más relevantes en ambientes urbanos, se encuentran la mitigación de inundaciones; la regulación del clima local; el secuestro de carbono y remoción de contaminantes (servicios de regulación); y la recreación (servicio cultural). Todos estos tienen una incidencia directa en el bienestar humano.

Uno de los servicios ecosistémicos mejor estudiados y más reconocidos en ecosistemas urbanos, es el servicio de recreación. En este contexto, tanto la cantidad de área verde por

habitante como el acceso y la calidad de este, son factores determinantes en la provisión de este servicio y por tanto sus beneficios. En Chile, la superficie de área verde por habitante varía desde 1 m²/hab hasta 7 m²/hab aproximadamente en regiones como la del Maule y Magallanes y de la Antártica Chilena (Ministerio de Medio Ambiente, 2012). En cuanto al acceso, existe poca información. Sin embargo, algunos estudios como el de Reyes & Figueroa (2010) estiman el porcentaje de la población que tiene acceso a un área verde mayor a 5.000 m², a una distancia máxima de 300 m. desde su vivienda, para tres comunas del Área Metropolitana de Santiago: en La Pintana sólo el 19,6% de la población tiene dicho acceso; en San Miguel el 45,3%; y en Vitacura el 74,1% de la población. Para la ciudad de Valdivia se ha calculado que la población tiene un acceso promedio de 300 m. (Barbosa et al., en preparación). A pesar de lo anterior, las metodologías varían y por lo tanto es difícil hacer comparaciones.

Tanto la distribución como la calidad de áreas verdes varía de ciudad en ciudad, lo cual determinará la magnitud y tipo de servicio ecosistémico entregado. Por ejemplo, la disposición espacial de parches de vegetación dentro de un parque influencia la percepción de seguridad y por lo tanto incide en la frecuencia de uso de estos espacios. Por otro lado, la misma disposición y número de parches de vegetación incidirá de manera diferente en otros servicios ecosistémicos, como la regulación de temperatura y mitigación de inundaciones a través de la infiltración de agua y escorrentía superficial luego de una lluvia.

En ese contexto, la superficie que tenga un área verde dada, es clave en cuanto a qué servicio puede entregar. Por ejemplo en Valdivia, las áreas verdes formales (municipales), poseen un 33% de cobertura de arbolado, frente a un 51% en áreas verdes no municipales, correspondientes a sitios vacantes, remanentes de bosques y humedales urbanos. Asimismo, mientras las primeras poseen 12% de su superficie pavimentada, las segundas solo un 2% (Barbosa et al., en preparación). En Santiago en tanto, la cobertura vegetal en las plazas varía entre 40% en Cerro Navia y 53% en Vitacura, mientras que a nivel comunal este valor varía entre 15% y 41%, respectivamente (De la Barrera et al., 2016). Estos valores inciden en que las áreas

verdes formales mitiguen menos las altas temperaturas (por mayor reflectancia del pavimento); infiltren menor cantidad de agua, porque son más impermeables, y capturen menos carbono, por poseer menos vegetación. Respecto al valor que tiene para la biodiversidad, se ha demostrado que la diversidad de aves es mayor en las áreas verdes informales y menor en áreas verdes municipales (Silva et al., 2015). La principal razón, para esta diferencia, es la mayor cobertura arbórea y presencia de agua en las áreas verdes informales.

Estos resultados resaltan la importancia de las áreas verdes urbanas, entregando luces sobre como incrementar la provisión de servicios ecosistémicos y hábitat para la biodiversidad, respecto al diseño y manejo de las áreas verdes. Adicionalmente, nos informan de la importancia de considerar otros elementos de la ciudad, como las áreas verdes informales (Barbosa & Villagra, 2015), las cuales muchas veces sucumben al desarrollo inmobiliario desmedido, o la planificación de infraestructura urbana que no considera el enorme potencial de provisión de servicios ecosistémicos.

DESAFÍOS PARA LA INVESTIGACIÓN Y GESTIÓN DE LOS ECOSISTEMAS URBANOS

Los desafíos para la investigación y gestión de los ecosistemas urbanos están asociados a generar más conocimiento en relación a la distribución espacial, estructura y riqueza de especies de la flora y fauna urbanas, las interacciones socioecológicas que modelan las dinámicas poblacionales en estos ecosistemas y el potencial de conservación de biota nativa en zonas urbanas y periurbanas.

En relación a las especies presentes en la ciudad y sus alrededores, es necesario investigar las especies menos estudiadas y continuar profundizando el conocimiento en aquellas más relevantes para la ciudad en términos de su abundancia y uso directo o indirecto, tales como las plantas vasculares - arbolado, arbustos y herbáceas - y, en segundo lugar, los animales, considerando aves, herpetofauna, mamíferos, e insectos. De esta manera, se requiere todavía investigación para conocer la diversidad de especies a lo largo del país, su origen biogeográfico (endémico, nativo o exótico) y eventualmente su potencial

de convertirse en especies invasoras. Asimismo, existe un desafío permanente en conocer la forma en que se agrupan las especies formando hotspots de biodiversidad, y la existencia de hábitat propicios de la ciudad para la fauna, tanto para la permanencia por periodos breves, como para que se establezcan y reproduzcan. Asimismo, la oferta especie-específica de servicios ecosistémicos y la ocurrencia de procesos ecológicos específicos, tales como la nidificación, interacciones entre especies (predación, parasitismo) y la dispersión de las especies son temas desafiantes en esta temática.

Asimismo, persiste el desafío de conocer más y de manera diferenciada, los distintos tipos de áreas verdes (p. ej. parques, plazas, corredores verdes, áreas naturales periurbanas, equipamientos con vegetación tales como cementerios, campus universitarios o clubes deportivos, y los jardines residenciales, entre otros), sean estas formales o informales. Al respecto una serie de indicadores asociados tanto a la composición como a la distribución de áreas o infraestructuras verdes han sido propuestos y calculados, faltando aún mucho por hacer, especialmente para incrementar la calidad de las áreas verdes, su distribución espacial y la justicia ambiental asociada a ellas. Se requiere asimismo una cuantificación de servicios ecosistémicos urbanos en diferentes ciudades, para contribuir con datos y estándares al diseño de políticas urbanas.

En cuanto a la gestión, el principal desafío es el cambio desde una concepción de la biodiversidad urbana y las áreas verdes como componentes ornamentales o accesorios en las ciudades, hacia una visión de su importancia como elementos estructurales indispensables en cualquier ecosistema urbano. En este sentido, se propone el uso del concepto de infraestructura verde, que integra todos los espacios vegetados de la ciudad: desde parques y plazas formales, hasta los jardines residenciales, parques privados, humedales y riberas de ríos y lagos, y los entiende como una red que distribuye distintos servicios ecosistémicos en la ciudad. Si se planifica la infraestructura verde, al igual que las infraestructuras grises (esto es infraestructura de transportes, energética, redes de agua potable y alcantarillado), se podrá utilizar mejor los servicios ecosistémicos que entregan. Por ejemplo, en las ciudades

del norte y centro de Chile son frecuentes las inundaciones producto de lluvias torrenciales. Para evitar o mitigar los daños causados por estas inundaciones, se puede establecer una red de áreas verdes formales e informales que permitan retener, conducir e infiltrar estas aguas lluvia, evitando que se dispersen por la ciudad e ingresen a las viviendas. La principal ventaja de la infraestructura verde es, que además de regular las inundaciones, tiene valor ornamental y contribuye a la regulación del clima urbano. Es decir, es una infraestructura multifuncional.

Existen también desafíos de tipo normativo. En la actualidad, la normativa chilena establece una definición de áreas verdes entendidas como "superficie de terreno destinada preferentemente al esparcimiento o circulación peatonal, conformada generalmente por especies vegetales y otros elementos complementarios" (Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones, Art. 2.1.31). Así, se reconocen como tales parques urbanos y periurbanos, plazas, rotondas y bandejones, y elementos de jardinería instalados en las vías públicas; todos ellos concebidos como elementos aislados en la ciudad. Esta definición no establece una proporción mínima de vegetación, de manera que una plaza pavimentada con pocos árboles es considerada área verde, y en cambio, un humedal urbano no es reconocido como tal a pesar de que tiene una mayor cobertura vegetal y mayor potencial de prestación de servicios ecosistémicos.

En términos más concretos, es indispensable integrar criterios ecológicos en la planificación y manejo del arbolado urbano, considerando el origen y características fisiológicas de las especies, para disminuir los impactos negativos sobre las personas (alergias) y optimizar su capacidad de regulación del clima urbano, su valor ornamental y contribución a la sustentabilidad de los ecosistemas urbanos. El arbolado urbano es un componente importante de la infraestructura verde, ya que constituye una red distribuida por todo el espacio urbano. En este aspecto, confluyen desafíos de investigación y gestión, ya que es necesario conocer mejor la adaptabilidad de las especies dentro del amplio abanico climático del país, los requerimientos de viverización, plantación y de manejo una vez que son plantados en la ciudad.



◀ Los hongos comestibles como el *digüeñi* (*Cyttaria espinosae*), son colectados del bosque nativo de la zona centro sur y que llegan a ser comercializados en ferias libres. Foto: Jorge Herreros.

DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

5.5 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

L. Nahuelthual^{1,2,3,4}; A. Carmona³; V. Riesco⁵; G.I. Díaz⁶; J. Barrena^{4,7,8}; A. Jaramillo

ENFOQUE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN CHILE: AVANCES EN SU INVESTIGACIÓN E INCORPORACIÓN EN LA TOMA DE DECISIONES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Introducción

A 10 años de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), el concepto de servicios ecosistémicos (SE) – cada una de las contribuciones materiales e inmateriales que los ecosistemas hacen al bienestar humano – se encuentra ampliamente reconocido, tanto en el ámbito científico como en el ámbito político (Balvanera et al., 2012; Polasky et al., 2015). En el año 2012, 118 países firmaron como miembros de la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES por su sigla en inglés), entre

ellos Chile, con la misión de evaluar el estado de la biodiversidad y sus ecosistemas y los SE que estos otorgan a la sociedad. Por su parte, un amplio rango de instancias no gubernamentales y privadas, incluyendo ONGs para la conservación (ej. WWF y TNC) y corporaciones (ej. Corporación 2020), así como alianzas mundiales y regionales tales como Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services (WAVES), The Ecosystem Services Partnership (ESP), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), The Biodiversity Indicators Partnership (BIP) y The System of Environmental-Economic Accounting (SEEA) Experimental Ecosystem Accounting (EEA) han ratificado la importancia de los SE. En paralelo, la ciencia relacionada a la evaluación de SE y su contribución al bienestar humano ha tenido una expansión exponencial (Polasky et al., 2015), aunque la investigación sigue estando concentrada en

1 Instituto de Economía Agraria, Universidad Austral de Chile

2 Fundación Centro de Los Bosques Nativos FORECOS

3 Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2)

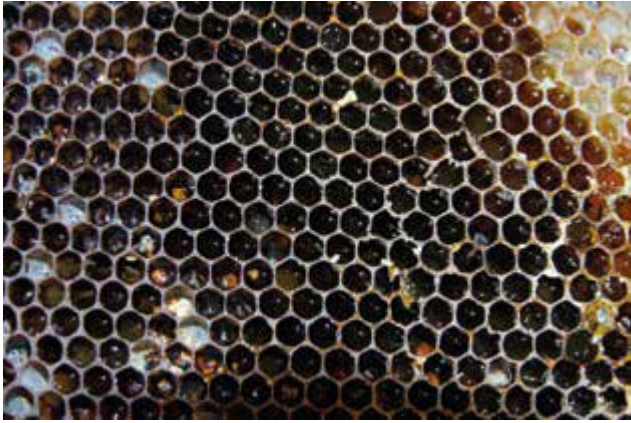
4 Centro FONDAP de Investigación: Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL)

5 Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales, Universidad Austral de Chile

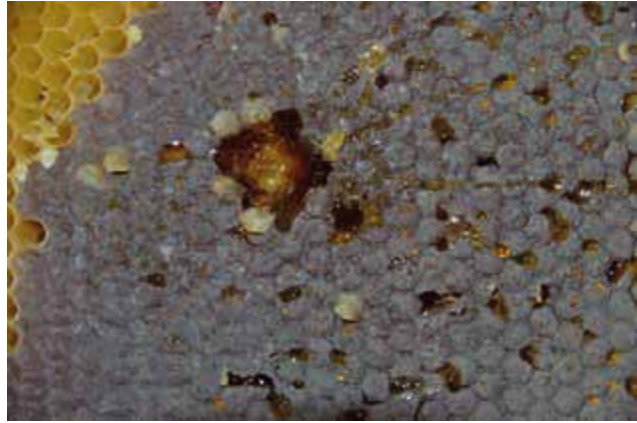
6 Doctorado en Ciencias Forestales, Escuela de Graduados Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile

7 Environmental Policy Group, Universidad de Wageningen, Países Bajos.

8 Centro de Estudios Ambientales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.



Producción de miel a partir de flores del bosque esclerófilo en la zona central de Chile. Fotos: Jorge Herreros.



la cuantificación biofísica de flujos u oferta de SE (Balvanera et al., 2012).

A pesar de estos avances, aún no existe una incorporación efectiva y sistemática del enfoque de SE en los procesos de toma de decisiones públicas y privadas (Bennet et al., 2015; Polasky et al., 2015). Una explicación para ello radica en la rápida proliferación de definiciones, marcos conceptuales, enfoques y modelos dentro de la comunidad científica, lo que ha dificultado el entendimiento e implementación del concepto (Nahuelhual et al., 2015a; Polasky et al., 2015). Esto a su vez, genera niveles variados de incertidumbre tanto en el ámbito público como privado respecto de la utilidad del concepto en la toma de decisiones. Otra razón radica en las posibles barreras que ofrece el sistema legal e institucional de un país para su incorporación.

El objetivo de este capítulo es profundizar en los avances y desafíos que tiene Chile en torno a los SE tanto en el ámbito de la investigación como en su incorporación en la toma de decisiones para la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: CONCEPTO Y ENFOQUE

Los SE se han definido en distintos momentos como procesos y funciones de los ecosistemas, beneficios para las poblaciones humanas o componentes o aspectos de la naturaleza (Ver Tabla 1).

Pese a sus diferencias, todas las definiciones tienen en común el hecho de que los SE son fundamentales para el bienestar humano. Además de las diferentes definiciones, se han propuesto distintas maneras de clasificarlos. La tipología más aceptadas es la del MEA (2005), según la cual los SE se clasifican en servicios de provisión (ej. alimentos, fibra, agua fresca), de regulación (ej. regulación del clima, control de la erosión, polinización), culturales (ej. recreación, relaciones sociales, diversidad cultural) y de soporte (ej. formación del suelo, fotosíntesis, ciclo de nutrientes). En clasificaciones sucesivas se ha convenido en excluir los servicios de soporte por considerárseles más bien funciones del ecosistema, fundamentales para la generación de SE.

Tabla 1. Definiciones más usadas de servicios ecosistémicos.

... "Los beneficios que las poblaciones humanas derivan, directa o indirectamente, de funciones ecosistémicas" (Costanza et al., 1997)
... "Las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los constituyen, sostienen la vida humana" (Daily, 1997)
... "La capacidad de los procesos naturales y componentes de los ecosistemas para proveer bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, directa o indirectamente" (de Groot et al., 2002)
... "el grupo de funciones ecosistémicas que es útil para los humanos" (Kremen, 2005)
... "Los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas" (MEA, 2005)
... "los componentes de naturaleza, directamente disfrutados, consumidos o utilizados para dar paso al bienestar humano" (Boyd & Banzhaf, 2007)
... "los aspectos de los ecosistemas utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano" (Fisher et al., 2009)
... "un rango de bienes y servicios generados por los ecosistemas que son importantes para el bienestar humano" (Nelson et al., 2009)
... "Los beneficios que los humanos reconocen como obtenidos de los ecosistemas, y que sustentan, directa o indirectamente, su sobrevivencia y calidad de vida" (Harrington et al., 2010)
... "un término colectivo para los bienes y servicios producidos por los ecosistemas, que benefician a la humanidad" (Jenkins et al., 2010)

Fuente: Nahlik et al., 2012 (traducción propia).

Además de representar un nuevo concepto, en relación a la conservación de la naturaleza, los SE se han propuesto también como un enfoque metodológico para la resolución de problemas (Tallis et al., 2008) frente a una determinada intervención potencial sobre un ecosistema y con el reconocimiento e involucramiento de actores sociales (Tabla 2). Los actores sociales incluyen a beneficiarios directos e indirectos, pero también a tomadores de decisión sobre el uso de la tierra, como propietarios y planificadores, quienes tienen la capacidad de afectar el flujo de los SE.

Tabla 2. El enfoque de servicios ecosistémicos (Turner & Daily, 2008).

En el contexto de un proceso de decisión (cambio ambiental), la aplicación del enfoque de SE contempla las siguientes etapas:

Identificación. Los componentes clave a identificar son funciones ecosistémicas, SE, y beneficios y las relaciones entre ellos. Es clave evaluar las variaciones en tales componentes, derivados del cambio ambiental más que la totalidad de los flujos de SE o beneficios que el subsistema de recursos (ecosistema) puede proveer. También en esta etapa se identifican los subsistemas de actores sociales y gobernanza.

Modelado, valoración y mapeo. Una vez identificadas las funciones y SE sujetos a cambio, se lleva a cabo su modelado con miras a la generación de indicadores de flujo (supply) y su representación espacial (mapeo). También en esta etapa se puede realizar la valoración económica y/o social de los SE involucrados, en cuyo caso también se debe tener cuenta que lo que se busca determinar es el cambio marginal en el valor (ej. disposición marginal a pagar) resultante del proceso de decisión.

Análisis de escenarios. Además del escenario que implica la propia decisión, se pueden evaluar escenarios alternativos de cambio de uso de suelo u otros escenarios (ej. cambio climático). Dado que cualquier intervención puede tener efectos positivos o negativos sobre distintos SE, analizar los compromisos (*tradeoffs*) bajo distintos escenarios es muy relevante.

Captura de beneficios o compensaciones vía pago. Un proceso de decisión puede implicar tanto la pérdida como el aumento en la provisión de SE. En el primer caso corresponderá el diseño de compensaciones a los perdedores, mientras que en el segundo corresponderá el diseño de incentivos que promuevan la decisión que está siendo evaluada.

Construcción de capacidades y monitoreo. Esto aplica en el contexto de que compensaciones o pagos efectivamente se incorporen en un arreglo institucional (formal o no) a distintas escalas.

Análisis ex-post y re-evaluación de políticas. Tanto la decisión inicial, como los escenarios alternativos incluyendo la existencia de compensaciones o pagos, pueden ser re-evaluadas a posteriori para determinar los efectos de una determinada decisión.

INVESTIGACIÓN EN CHILE: AVANCES Y TEMAS PENDIENTES

Mientras que el comienzo de la investigación en Chile puede emplazarse en el año 2002 aproximadamente, recién una década más tarde el concepto comienza a incorporarse más decididamente en el ámbito público, como resultado de su inclusión en la agenda de conservación mundial a partir de la reunión de 2010 del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB/COP-10). La CDB/COP-10 facilitó un escenario para la narrativa de los SE, para el alineamiento de los actores provenientes de los sectores privado, público y sin fines de lucro alrededor de los SE, y para la institucionalización de sus principios en documentos políticos y en financiamiento de proyectos (ej. Global Environmental Facility, GEF).

Un estudio reciente auspiciado por el Ministerio de Medio Ambiente de Chile (MMA) titulado "Recopilación y sistematización

de información relativa a estudios de evaluación, mapeo y valorización de servicios ecosistémicos en Chile" (Bachmann et al., 2014) da cuenta de los ámbitos de investigación desarrollados en Chile en torno a los SE. De acuerdo con este documento, desde el año 2004 se observa un crecimiento exponencial en el número de documentos vinculados con SE, los que están contenidos en 105 documentos clasificados como artículos científicos, tesis y otros. La mayoría de los estudios se han desarrollado en ecosistemas terrestres y a escalas locales, en ecosistemas rurales, y se han enfocado en la valoración económica de los SE. No obstante, en los últimos cinco años han aumentado los estudios de SE urbanos. Por otro lado, el mapeo y modelación de SE sólo han sido abordados por un número reducido de investigaciones. Esta evolución de temas de investigación es ampliamente coincidente con la de otros países de América Latina (Balvanera et al., 2012) y refleja importantes avances desde la generación de conocimiento científico. Sin embargo, desde el ámbito público, aún se reconoce una brecha entre aplicaciones estrictamente académicas y aquellas que realmente contribuyen a la toma de decisiones y la gestión pública.

A continuación se comentan avances en investigación y aplicaciones concretas cubriendo los distintos aspectos del enfoque de SE y su vínculo a la toma de decisiones.

Identificación de SE y actores sociales. En la mayor parte de los estudios conducidos en Chile, la selección de SE se realiza a priori por los propios investigadores de acuerdo a objetivos de investigación específicos. Otros estudios, de acuerdo a sus requerimientos, usan el conocimiento experto para la identificación de SE relevantes a distintas escalas.

Una experiencia reciente en este ámbito se ha construido con actores locales en la comuna de Panguipulli en la Región de Los Ríos, específicamente con Bosque Modelo Panguipulli, en el contexto del proyecto en red "Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning: A Southern South American Initiative" (financiado por Inter-American Institute (IAI) for Global Change Research. Este proyecto se inició en 2014 con una identificación participativa de SE (Tapia, 2015) donde se priorizaron: i) alimentos para personas y ganado, ii) agua limpia para consumo, iii) madera, leña y fibra, iv) control de la pérdida de suelo, desertificación, sedimentación y compactación, v) polinización, vi) control de plagas, malezas y enfermedades por animales y plantas y, vii) recreación y turismo.

Otra experiencia es la que se ha llevado a cabo desde el año 2012 por el proyecto EcoAdapt, financiado por el 7° Programa Marco de la Unión Europea, y que promueve un trabajo integrado entre la ciencia y la sociedad civil, para el beneficio de los ecosistemas y sus habitantes en tres territorios de Latinoamérica. En el caso de Chile, se trabaja con Bosque Modelo Alto Malleco con el objetivo de promover el trabajo colaborativo para el diseño de estrategias para la adaptación al cambio climático, principalmente respecto a los conflictos por los recursos hídricos. La problemática, relevada junto a los



Los humedales proveen varios servicios ecosistémicos. En el caso de la foto; el manejo del estuario para producir sal de mar. Salinas de Cahuil, Región del Libertador Bernardo O'Higgins. Foto: Jorge Herreros.

actores locales que aparece con mayor fuerza, está asociada a la política de manejo del agua que crea un contexto de "escasez legal", referida a los escasos derechos de uso disponibles en el territorio (<https://www.weadapt.org/node/202>).

Destaca, en ambos casos señalados, la creación de vínculos con instituciones como Bosque Modelo, lo que ha permitido una mejor aproximación a los territorios y coordinación con actores sociales, propiciando un mayor empoderamiento local en torno a los SE y su posterior incorporación en decisiones de planificación.

Desde el ámbito institucional, destaca el estudio "Priorización de servicios ecosistémicos en el marco de las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas del río Huasco" que ha sido impulsado por el MMA y que tiene por

objetivo priorizar SE afectados por la calidad del agua, incorporando los puntos de vista e intereses de actores relevantes. Esto con el fin de contribuir con antecedentes socioeconómicos al diseño de las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas del río Huasco.

Otros estudios recientes incorporando la visión de actores locales en la identificación de SE son aquellos desarrollados por Delgado et al. (2013) donde se evalúa la contribución de dos SE de provisión (madera y agua) a las economías rurales de la cuenca de Aysén a través de un enfoque eco-social, y por Cárcamo et al. (2014) donde se evalúan, entre otros aspectos, las percepciones de actores sociales de la valoración de SE, las amenazas a su provisión, y la priorización de SE en sistemas costeros del norte de Chile.

Relación entre SE y las funciones que los sustentan. En la literatura se ha reconocido la dispersión conceptual en torno a definiciones y clasificaciones de SE. En muchos casos, las funciones se anuncian como SE y viceversa. Pocos trabajos de investigación diferencian explícitamente funciones y SE y las relaciones entre ambos componentes. Cabe señalar además que funciones y SE dependen del ecosistema bajo evaluación (los SE que provienen de ecosistemas boscosos no son necesariamente equivalentes a los SE que provienen de humedales).

Existen dos contribuciones recientes en este ámbito. En primer lugar, el Programa de Diagnóstico Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus Ríos tributarios (<http://www.humedalriocruces.cl/medida-uno/>), concluido en Junio de 2015, donde se determina la importancia relativa de 11 funciones ecosistémicas sobre la provisión de nueve SE. Mientras funciones y SE fueron previamente determinados por los investigadores en base a revisión bibliográfica, la influencia de cada función sobre cada SE se estableció en base al criterio de un grupo de científicos/as y funcionarios del sector público a quienes se solicitó valorar la relevancia relativa de cada función ecosistémica sobre la provisión de cada S. Los resultados indican que los SE de provisión dependerían para su generación de la contribución más o menos equilibrada del conjunto de funciones ecosistémicas identificadas, mientras por otro lado, los SE de regulación y culturales se sostienen mayoritariamente en el aporte específico de un número más restringido de funciones. Esto puede constituir la base para la selección de indicadores espaciales coherentes de los flujos de SE en el Humedal del Río Cruces y otros humedales de características similares. No obstante, la importancia relativa que una determinada función ejerce en la producción de un SE puede ser altamente contexto-dependiente, al igual que lo es la provisión misma del SE. En segundo lugar cabe destacar un desarrollo relevante propuesto desde América Latina contenido en el protocolo de mapeo de SE y vulnerabilidad socio-ecológica ECOSER 2.0. (<http://www.ecoser.com.ar/>) donde se proponen matrices de funciones-servicios que son la base para la cuantificación y mapeo de un número amplio de SE.

Si bien se han realizado avances significativos, aún se desconocen las relaciones entre funciones y SE para muchos tipos de ecosistemas y a distintas escalas espaciales. Esto se debe en parte a la complejidad inherente de estas relaciones, pero también a los distintos sistemas de clasificación de SE usados por distintos investigadores y por distintas instituciones en el ámbito público. La adopción de clasificaciones únicas de SE y funciones que los sustentan puede facilitar el desarrollo posterior de indicadores y por ende su representación espacial y valoración, haciendo las evaluaciones comparables en el espacio y tiempo. Determinar la importancia de ciertas funciones sobre la provisión de SE constituye además una necesidad en materia de integridad ecológica, ya que releva aquellos aspectos clave del funcionamiento de los ecosistemas que sustentan la provisión de uno o más servicios, lo cual no necesariamente es reflejado por los flujos de SE como indicadores.

Cuantificación y mapeo. Como lo establece el reporte de Bachmann et al. (2014), en Chile se ha avanzado en el mapeo de SE solo recientemente. Ejemplos de estos avances son: la evaluación multitemporal del cambio en el flujo y distribución espacial del SE de provisión y regulación hídrica (Jaramillo, 2014), el desarrollo de indicadores del SE de recreación y su análisis espacial bajo escenarios retrospectivos de cambio de uso de suelo (Nahuelhual et al., 2013; Nahuelhual et al., 2014b), la evaluación y mapeo del patrimonio agrícola papa nativa (Nahuelhual et al., 2014a), y la evaluación de vulnerabilidad socioecológica frente a escenarios futuros de cambio de uso de suelo (Burgos, 2014), todos estudios realizados en la comuna de Ancud, Isla de Chiloé en base al desarrollo de indicadores ad hoc. Otros estudios recientes incluyen el desarrollo de aproximaciones multicriterio para el mapeo de SE en cuencas forestales (Esse et al., 2014) y el mapeo de SE marinos y costeros usando InVEST (Outeiro et al., 2015).

La mayoría de estos estudios se concentra en el mapeo de la provisión de SE (supply), indicadores que si bien pueden contribuir en la toma de decisiones, tienen aún la limitante de no reflejar la relación entre flujos de SE y bienestar humano, que es un aspecto clave del enfoque de SE. Dos contribuciones en este sentido, son el desarrollo de una herramienta de mapeo de vulnerabilidad socio-ecológica frente a escenarios de cambio climático desarrollada por investigadores del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (www.cr2.cl) y el desarrollo de un protocolo de mapeo de SE y vulnerabilidad socio-ecológica ECOSER 2.0 (<http://www.ecoser.com.ar/>) desarrollado colaborativamente por investigadores de Argentina y Chile. La base de ambos procedimientos consiste en poder profundizar en las relaciones entre factores de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación de los SE, usando para ello indicadores intermedios de flujo de SE ajustados por su captura por distintos tipos de beneficiarios, equidad en su distribución, valor, y variables sociales, económicas e institucionales, que permiten o no la adaptación de tales beneficiarios a la posible pérdida de SE y beneficios, bajo escenarios adversos. Si bien los indicadores de vulnerabilidad son más integrales que indicadores de flujo de SE, aún es necesario mejorar estos procedimientos a través de la incorporación real de la demanda de distintos grupos por el SE, lo que contribuiría a poder tener mejores aproximaciones para el establecimiento de umbrales ecosistémicos para satisfacer esas demandas y de una visión más integral de bienestar.

Cabe señalar también los avances que se han hecho en este ámbito bajo los lineamientos del MMA. Así por ejemplo, en 2015 se desarrolló el estudio "Recopilación de información de indicadores de servicios ecosistémicos a nivel nacional e internacional" (Nahuelhual et al., 2015b) donde se priorizan diez SE relevantes para Chile, se proponen criterios de calidad de indicadores para tales SE y se analiza la calidad de un conjunto de indicadores recuperados de trabajos científicos publicados entre 2010 y 2015. Una de las principales conclusiones de este



◀ *Las rapaces nocturnas como el tucuquere (*Bubo magellanicus*), son controladores naturales de pequeños mamíferos, que pueden llegar a convertirse en plagas.*
Foto: Jorge Herreros.

estudio es la dispersión de información en distintas instancias administrativas lo que limita generar una línea base para la evaluación y monitoreo de los SE seleccionados.

Una necesidad en el ámbito de la cuantificación y mapeo de SE e indicadores relacionados, como los de vulnerabilidad socio-ecológica, es la determinación de umbrales ecológicos y sociales. En el primer caso es necesario determinar aspectos tales como unidades mínimas de mantención de procesos y funciones ecosistémicas (integridad ecológica) incluyendo aspectos como la congruencia espacial y la conectividad, así como también las unidades mínimas de provisión de SE. Mientras que los umbrales sociales se refieren a los flujos mínimos de SE que debe generar un SE para satisfacer las demandas de beneficiarios tanto locales como distantes. Estos umbrales no necesariamente coinciden, y unidades mínimas de provisión pueden no garantizar la satisfacción de necesidades locales.

Valoración. La valoración de SE en Chile se ha enfocado especialmente en la obtención de valores económicos, por sobre otras expresiones de valor social. Estos estudios apuntan a valorar tanto SE como biodiversidad, cubriendo una amplia variedad de contextos (ej. bosques, humedales) y usando una diversidad de métodos, lo que hace difícil su comparación. Predomina en estos estudios la escala local (ej. Ponce et al., 2011; Barrena et al., 2014) pero también hay esfuerzos recientes de alcance nacional vinculados a la valoración de SE en áreas protegidas (Figuerola et al., 2010; Cerda & de la Maza 2015).

En el ámbito institucional dos ejemplos significativos se evidencian en la Propuesta de Plan Nacional de Cuentas Ambientales de Chile - que apunta a construir un sistema que pueda integrar todas las demandas de información e indicadores ambientales y que contenga un Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), un Sistema de Cuentas Ambientales (SCAE) y un Sistema de Cuentas Ecosistémicas (CEE) - y en el Análisis General de Impacto Económica y Social (AGIES) donde la valoración económica es parte de una evaluación económica más amplia que incluye la agregación de costos y beneficios, la elección de los indicadores relevantes, la elección de la tasa de descuento, el análisis de la incertidumbre y el análisis de los aspectos distributivos de la implementación de normativas.

Si bien los estudios antes mencionados han permitido la construcción de una importante línea base de indicadores del valor económico de SE para distintos ecosistemas, aún es necesario avanzar en la comprensión de los factores que

influyen la distribución de los SE y sus beneficios, de las preferencias y acceso de distintos beneficiarios, y la manera específica en que los SE impactan el bienestar humano. Aún existe una escasa comprensión de las motivaciones y preferencias de distintos actores sociales por distintos SE y de los posibles conflictos sociales e inequidades que surgen del acceso a distintos SE por distintos individuos y grupos a distintas escalas espaciales y temporales.

Gobernanza y diseño de instrumentos de compensación. Uno de los aspectos menos estudiados del enfoque de SE en Chile y otros países, es el de su gobernanza.

A escala local uno de los casos más significativos desde la implementación concreta, se ha desarrollado en el marco del proyecto Innova Cuencas y el Comité de Agua Potable Rural (CAPR) de Mashue, Comuna de la Unión en la Región de Los Ríos. En esta iniciativa, desde el año 2012 se ha construido un espacio de interacción entre la sociedad civil y el mundo académico, que tuvo consecuencias relevantes a partir del logro de un "Acuerdo de colaboración para avanzar en un modelo de gestión de cuencas en la localidad de Mashue" entre el CAPR y las Forestales Masisa y Tornagaleones S.A. y del "Convenio de implementación de un Pago por Servicios Ecosistémicos para el CAPR de Mashue", lo que sentó las bases para propiciar un proceso de gestión en las microcuencas Higor y Aguas Buenas, y logró implementar la creación del Fondo de Conservación de Cuencas. Esta experiencia permite visualizar la factibilidad de propiciar procesos de gestión integrada en las cuencas hidrográficas del país, apoyados en la normativa legal vigente como la ley 20.500 "Sobre asociaciones y participación ciudadana en la gestión pública" para lograr la construcción de asociaciones que funcionen mediante acuerdos voluntarios entre actores públicos y privados, y que desarrollen estrategias de gobernanza que permitan el aseguramiento del agua en cantidad y calidad de las cuencas hidrográficas de las cuales son propietarios (Oppliger et al., 2013).

Más allá de casos específicos como el anterior, el conocimiento acerca de cómo la gobernanza influencia la sustentabilidad, eficiencia y equidad de la oferta de SE aún es escaso. Existen aún limitados estudios de la efectividad de distintos enfoques de gobernanza de SE y políticas específicas comparado con otras intervenciones (ej. zonificación). Si bien han surgido algunas iniciativas institucionales en torno a mecanismos de compensación como por ejemplo Pagos por Servicios Ambientales (PSA), estas no han trascendido la etapa de diseño.

LIMITANTES Y OPORTUNIDADES DEL MARCO LEGAL E INSTITUCIONAL PARA LA INCORPORACIÓN DEL ENFOQUE DE SE

Marco normativo

La constitución política de la república de 1980, aún vigente, se caracteriza por no ser económica ni políticamente neutra. Por el contrario, recoge una serie de principios que permitieron la instauración de un sólido modelo económico de corte neoliberal, que limita al extremo el rol del Estado y exacerba la protección del derecho de propiedad. En efecto, uno de sus principios angulares es el de subsidiariedad, el que implica la relegación de lo público solo a los márgenes de la vida social, restringiendo el rol del Estado a aquellas actividades, que siendo esenciales para la vida social, no puedan ser desarrolladas por los particulares. Por ello, el vasto campo restante, queda entregado al sector privado, siendo las actividades de éste, las que hoy más impactan el ambiente. La disposición reconoce como derecho fundamental “desarrollar cualquiera actividad económica que no sea contraria a la moral, al orden público o a la seguridad nacional, respetando las normas legales que la regulen”. Esta norma resulta relevante al establecer que las actividades privadas solo se podrán ver limitadas, prohibidas o reguladas, en la medida que ello derive o se sustente en una norma de rango legal, por lo cual toda categoría de conservación ambiental, todo instrumento de ordenamiento territorial o cualquier medida administrativa tendiente a restringir una actividad privada en función de la protección de intereses colectivos o públicos, debe necesariamente encontrar su fundamento en una norma de rango legal.

Por otra parte, el mismo artículo de la Constitución reconoce “el derecho de propiedad en sus diversas especies sobre toda

clase de bienes corporales o incorporales”, agregando que “sólo la Ley puede establecer el modo de adquirir la propiedad, de usar, gozar y disponer de ella y las limitaciones y obligaciones que deriven de su función social”, vale decir, se pueden imponer limitaciones al ejercicio del derecho de propiedad, en virtud de lo que en doctrina se ha denominado función ambiental, solo cuando una norma de rango legal así lo establezca.

En relación con uno de los SE más relevantes, como es la provisión de agua, se establece que “los derechos de los particulares sobre las aguas, reconocidos o constituidos en conformidad a la ley, otorgarán a sus titulares la propiedad sobre ellos”. En forma concordante con las disposiciones analizadas, se declara que “la ley podrá establecer restricciones específicas al ejercicio de determinados derechos o libertades para proteger el medio ambiente”.

Solo teniendo a la vista el texto constitucional, cualquier medida tendiente a orientar, limitar o restringir el desarrollo de actividades privadas que puedan afectar los SE en Chile, necesariamente debe utilizar como vehículo o ser sustentada en una o más normas de rango legal, de lo contrario y tal como ha sucedido con la Estrategia de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas, elaborada por el MMA en el año 2008, solo constituirán una declaración de intenciones, irrelevante al momento de pretender su aplicación práctica.

Normas de rango legal

El desarrollo normativo e institucional de los principios y disposiciones constitucionales, se realiza a través de normas de rango legal, y según dispone la ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente “el derecho a vivir en un medio ambiente libre de contaminación, la protección del medio

Tabla 3: Síntesis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas del desarrollo del enfoque de SE en los ámbitos de investigación e institucionalidad a nivel nacional.

FORTALEZAS	OPORTUNIDADES
Grupos de investigación con presencia internacional	Creciente importancia de los SE en la agenda mundial de conservación
Alianzas formales público-privadas (ej. Corporaciones Regionales de Desarrollo Productivo) capaces de gestionar proyectos e intervenciones basadas en SE.	Chile adhiere a distintos acuerdos en torno a los SE (ej. IPBES)
Sistema de Certificación Ambiental Municipal incorpora el concepto de SE	Existencia de redes internacionales de investigación con las cuales pueden realizarse intercambios de conocimiento y personas (ej. ESP).
Aumento de reconocimiento del concepto y enfoque de SE en distintos cuerpos legales	Incipiente vinculación Academia-Institucionalidad-Ciudadanía (ej. PSA en CAPR)
	Ordenamiento territorial rural avanza a ser normativo
	Creciente descentralización nacional
DEBILIDADES	AMENAZAS
Pocos profesionales vinculados a la temática a nivel ministerial	Enfoque de SE aún no demuestra el logro de metas de conservación. No existen ejemplos (o muy escasos) concretos de aplicación del enfoque
Baja vinculación interministerial (MMA) e intersectorial	Alto poder político de empresas amparadas en la legislación vigente.
Alta dispersión de información a nivel nacional	Alta concentración de recursos naturales en manos de pocos privados
Alta dispersión conceptual y metodológica a nivel académico	
Baja transdisciplinariedad en los equipos de investigación	
Alta dispersión jurídica	
Baja participación de la ciudadanía en materia ambiental	
Plazos de los proyectos responden a intereses políticos y no estatales	

ambiente, la preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental se regularán por las disposiciones de esta ley, sin perjuicio de lo que otras normas legales establezcan sobre la materia”.

De la norma indicada se puede concluir que el ordenamiento jurídico ambiental, se construye a partir de una norma marco, que es la 19.300 y de un conjunto de normas sectoriales, donde la primera recoge los mecanismos que procuran dar coherencia y coordinación al sistema de protección ambiental nacional.

Las debilidades del marco normativo, frente a reiterados conflictos ambientales, así como las observaciones realizadas durante el año 2005, previo ingreso de Chile a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), se tradujeron en la aprobación de la ley 20.417 donde se modifican substancialmente el MMA y algunos de sus instrumentos de gestión, como el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. Esta reforma permite que el MMA asuma un rol más activo y relevante en el desarrollo e implementación de políticas públicas relacionadas con el entorno y los recursos naturales, en un proceso que concluirá cuando entre en vigencia la Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas aún en el Congreso.

Por lo expuesto y sin perjuicio de las facultades que corresponden a servicios públicos sectoriales (ej. Corporación Nacional Forestal, CONAF; Superintendencia de Servicios Sanitarios), será el MMA el que asuma un rol conductor, dentro de un sistema de coordinación, en la elaboración e implementación de políticas públicas que impliquen un enfoque de SE.

Un reconocimiento expreso

En lo formal la ley 20.283 sobre Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal, constituye un hito normativo, que define explícitamente en su artículo 2 N° 23 “servicios ambientales: aquellos que brindan los bosques nativos y las plantaciones que inciden directamente en la protección y mejoramiento del medio ambiente”. En relación con los SE, esta norma consagra no solo un marco institucional, sino que además un sistema de sanciones a las conductas que infrinjan, entre otras, las medidas de protección de cuencas y las restricciones a los procesos de explotación forestal, creando además un sistema de subsidios destinados a la conservación, recuperación y manejo sustentable del bosque nativo. Frente al tema de SE, resulta relevante la ampliación de conceptos y del objeto de protección normativa, ya no solo a los árboles o arbustos nativos, sino que a sus funciones ecosistémicas. Una norma representativa de lo indicado, es su artículo 16 donde se indica que “el plan de manejo forestal dispuesto en el artículo 5º requerirá, además, para toda corta de bosque nativo de conservación y protección, de una fundada justificación técnica de los métodos de corta que se utilizarán, así como de las medidas que se adoptarán con los objetivos de proteger los suelos, la calidad y cantidad de los caudales de los cursos de agua y la conservación de la diversidad biológica y de las medidas de prevención y

combate de incendios forestales. De igual forma, el plan de manejo respetará los corredores biológicos que el Ministerio de Agricultura hubiere definido oficialmente”.

Esta norma no deroga otras disposiciones cuya fiscalización e implementación también corresponde a CONAF, como sucede con la DS 4363 Ley de Bosques o el DL 701. Sin embargo, entre ellas existen disposiciones contradictorias como sucede con la protección de cuencas hídricas, situación que termina dificultando su aplicación práctica y su eficacia en la consecución de los objetivos de conservación propuestos. Frente a esta materia, sería deseable contar con un solo cuerpo normativo que recogiendo una mirada ecosistémica, regule la relación entre el ser humano y los bosques nativos, de forma coherente y sistemática, evitando la dispersión normativa propia del ordenamiento jurídico ambiental nacional.

Las cuencas en el código de aguas

El código de aguas es una norma de rango legal que procura resolver los eventuales conflictos de orden patrimonial que puedan suscitarse entre los titulares de derechos de aprovechamiento de aguas. Se trata de una norma de carácter privatista y respecto de la cual, a diferencia de lo que sucede con normas similares en otros países del mundo, carece de un enfoque de gestión integrada de cuencas en el manejo y protección de los recursos hídricos.

No obstante lo anterior y en especial desde de la reforma introducida el año 2005, se incorporan en las facultades de la Dirección General de Aguas (DGA), aspectos de carácter ecosistémico, como la necesidad de observar un caudal ecológico mínimo al otorgar derechos de aprovechamiento de aguas y disposiciones más estrictas, en relación con la protección de las cuencas hídricas, sin embargo estas normas entran en vigencia cuando ya se encuentran asignados a privados más del 80% de los derechos de aprovechamiento de aguas en el país, por lo que en la práctica su impacto ha sido muy débil.

En relación con la protección de las cuencas hídricas se puede destacar lo dispuesto en su artículo 41 en relación con el artículo 171 del mismo, donde se requiere la aprobación de la DGA de todo proyecto tendiente a alterar o modificar un cauce natural, permitiendo que la autoridad disponga la condena al pago de multas y la obligación de destruir las alteraciones no autorizadas, ello sin perjuicio de la reparación del daño ambiental consagrada por la ley 19.300.

Ley general de servicios sanitarios

El DFL N° 382 de 1988 Ley General de Servicios Sanitarios, es una norma de rango legal, dictada en el marco de un largo proceso destinado a la privatización de las empresas sanitarias en Chile y constituye la columna vertebral de un conjunto de disposiciones que permitieron la creación de empresas sanitarias públicas que luego fueron privatizadas así como también la creación de la Superintendencia de Servicios Sanitarios.

En relación con la fijación de tarifas, esta norma fija un sistema de determinación de precios por servicios de agua potable a través de un procedimiento, donde cada cinco años y con la intervención de las empresas sanitarias y la Superintendencia de Servicios Sanitarios, se fija una tarifa de consenso, bajo la fórmula de empresa más eficiente. Este procedimiento considera entre otras variables, los costos de producción de agua potable, tema relevante por cuanto permitiría cuantificar el valor del SE de producción de agua. Sin embargo hasta la fecha la Superintendencia y las sanitarias han sido renuentes a incorporar esta variable, pese a que ello es una prerrogativa de la Superintendencia, toda vez que las disposiciones del citado DFL 70 resultan interpretables en tal sentido.

Las empresas sanitarias hacen un muy lucrativo negocio que perfectamente podría expresarse en la implementación de sistemas de pago por servicios ecosistémicos de producción de agua a los propietarios de las cuencas hidrográficas de donde extraen el recurso, de hecho, según datos de la propia Superintendencia de Servicios Sanitarios, para el año 2013, las utilidades de las 25 sanitarias más grandes del país alcanzaron los \$261.000 millones.

Servicios de captación aguas lluvia

Finalmente cabe señalar que el año 1997, entró en vigencia la ley 19.525 que regula los Sistemas de Evacuación y Drenaje de Aguas Lluvia y se complementa con una serie de reglamentos y planes maestros, que entre otras materias ponen en valor el rol de los humedales lo que brinda una oportunidad al considerar el SE de captación de aguas lluvia en ciudades como Valdivia. Esta norma distingue entre una red primaria y secundaria de evacuación de aguas lluvia, donde la red primaria en cuanto a su planificación, estudio, construcción,

reparación, mantención y mejoramiento corresponderá al Ministerio de Obras Públicas (MOP) y respecto a la red secundaria corresponde al Servicio de Vivienda y Urbanización (SERVIU). Como un ejemplo de esto, se encuentra el DS 398 de 2014 bajo el cual se aprueba la actualización y ampliación del plan maestro de evacuación y drenaje de aguas lluvia de la ciudad de Valdivia. En el artículo 2° del referido decreto se "define como red primaria del sistema de evacuación y drenaje de aguas lluvia de la ciudad de Valdivia, los cauces naturales y artificiales y los colectores de aguas lluvia existentes y proyectados".

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

En la Tabla 1 se sintetizan fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas que enfrenta la aplicación del enfoque de SE en Chile desde la investigación y la institucionalidad. A partir de las debilidades se plantean algunas directrices para su mejora, y de las fortalezas algunos elementos a potenciar.

Una de las principales oportunidades radica en la importancia creciente del concepto de SE en la gobernanza ambiental global en términos de conservación de la biodiversidad y recursos naturales. Sin embargo, cabe señalar que aún no se han realizado monitoreos específicos que avalen los logros de la implementación del enfoque en materia de aumento de área protegida y recuperación de hábitats y biodiversidad, y menos aún se ha comprobado la relación entre la aplicación del enfoque y la superación de la pobreza.

La principal amenaza identificada es que a pesar de los múltiples esfuerzos de investigación y algunos avances desde lo institucional, aún no existen ejercicios concretos de aplicación del enfoque en la toma de decisiones. Las brechas en este sentido, tienen

relación con las dificultades del quehacer científico en los marcos de acción pública en temas de conservación y medio ambiente.

Una de las principales fortalezas es el aumento del reconocimiento del concepto y enfoque de SE en distintos cuerpos legales a nivel nacional, pero de la misma forma se visualiza una gran dispersión jurídica, donde los distintos cuerpos legales no se vinculan entre sí, siendo muchas veces contradictorios, lo que dificulta un sentido ordenador.



El servicio de recreación y de contemplación de la biodiversidad, en humedales costeros. Estuario de la desembocadura del río Aconcagua. Región de Valparaíso. Foto: Jorge Herreros.

La mayor debilidad del ámbito científico radica en la dispersión que aún persiste en el uso de marcos conceptuales y metodológicos, que si bien constituye una fortaleza desde la construcción de conocimiento, se convierte en una dificultad en el contexto de la toma de decisiones, al no permitir una coherencia en términos y procedimientos a ser utilizados por distintas instancias administrativas en la identificación, cuantificación, mapeo y valoración de SE. A esto se suma el escaso desarrollo de indicadores más integrales que articulen verdaderamente

la conservación con el bienestar humano hacia una mejor planificación territorial, como es el caso de los indicadores de vulnerabilidad a la pérdida de SE.

Además, para el mejor desarrollo del enfoque, la investigación requiere una colaboración integradora entre las ciencias sociales y naturales, que permita hacer frente a los retos que implica la complejidad implícita en el suministro y distribución de los SE derivados de SE. Ir más allá de la perspectiva multidisciplinaria y reconocer la necesidad de enfoques transdisciplinarios es aún un desafío.

Por otra parte, pero en el mismo ámbito, la comunidad científica que trabaja en SE debe reconocer que no puede dar una respuesta completa a todas las necesidades emergentes del ámbito político y de la toma de decisiones. En este sentido la necesidad de generar y validar la coproducción de conocimiento, integrando el conocimiento local y tradicional, a través de los programas de investigación diseñados en conjunto con los responsables y usuarios de los SE, podría asegurar que las intervenciones territoriales y políticas tengan un mayor impacto.

Una de las principales debilidades institucionales, se encuentra en la aún limitada articulación administrativa que requiere la aplicación del enfoque. Si bien se han hecho esfuerzos concretos en este aspecto particularmente desde la gestión del actual MMA, aún se requiere trascender las miradas sectoriales.

Agradecimientos: Center for Climate and Resilience Research (CR2); RED VESPLAN (Vulnerability and Ecosystem Services for Territorial Planning; CYTED Red 413RT0472); Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095, financiado por US National Science Foundation (Grant GEO- 1128040); Proyecto FONDECYT 1151187.





CAPÍTULO

6

EL HOMBRE Y LA BIODIVERSIDAD



◀◀ *Domos y senderos turísticos en isla Carlos III. Estrecho de Magallanes. Foto: Jorge Herreros.*

◀ *Mirador en Altos de Lircay. Región del Maule. Foto: José Cañas.*

EL HOMBRE Y LA BIODIVERSIDAD

6.1 ACTIVIDADES PRODUCTIVAS Y BIODIVERSIDAD

Claudia Silva & Bárbara Saavedra. Wildlife Conservation Society-Chile

6.1.1 EL MUNDO PRIVADO DE LA CONSERVACIÓN DE BIODIVERSIDAD

La biodiversidad es un concepto complejo que toca a la sociedad toda, sea esta pública o privada. Entendida como la variedad y variabilidad de la vida, se manifiesta en diferentes dimensiones: composicional, estructural y funcional; las que operan a diferentes niveles jerárquicos: genético, poblacional, ecosistémico y paisaje (Noss, 1990). El bienestar humano, incluyendo las actividades que desarrollamos, depende directa o indirectamente de los bienes y servicios que entrega la biodiversidad (MEA, 2005). Esta dependencia tiene dos vías; por una parte las actividades humanas requieren de biodiversidad (véase por ejemplo Capítulo de Servicios Ecosistémicos), y por otra pueden impactar biodiversidad tanto negativa como positivamente.

Hasta ahora el desarrollo humano, en forma de crecimiento y tecnología, ha sido promovido a expensas de la biodiversidad, con el resultado de su pérdida, degradación y modificación hasta niveles sin precedentes en la historia de nuestro planeta (Rockstrom et al., 2009). Paradojalmente, este tipo de

desarrollo se pone en riesgo a sí mismo, pues como resultado de la pérdida de esta base o capital natural, reduce o extirpa la provisión mínima de los bienes (por ejemplo agua dulce, suelo, medicinas, alimentos) y servicios (por ejemplo regulación climática, purificación agua, polinización, control de aluviones, enfermedades) que otorga la biodiversidad, sin los cuales se vive mal o simplemente no se sobrevive. Y se afectan directa o indirectamente las actividades humanas, incluyendo especialmente los negocios (WBCSD, 2011). En el caso de países como Chile, donde la economía es simple y tiene una dependencia directa de recursos naturales, esta relación es especialmente directa y fuerte.

Por ello la necesidad de promover la protección y recuperación de la biodiversidad es una tarea compartida, a la que debe confluir con especial interés el mundo privado, y para la cual existen y es necesario desarrollar, múltiples herramientas. Dentro de las más conocidas se encuentran las áreas protegidas, que han sido desplegadas como una de las principales estrategias para intentar frenar la pérdida de biodiversidad. Sin embargo, la evidencia ha demostrado que estas áreas son insuficientes (Butchart et al., 2010), pues los procesos ecológico-evolutivos necesarios para mantener la naturaleza operan a escalas mayores (de espacio y tiempo) que las ofrecidas por estas zonas

de protección. Se suma a ello el hecho que la mayor parte de la biodiversidad está efectivamente fuera de las áreas de protección, donde es fuertemente impactada por actividades productivas, a la vez que es su existencia la que permite o sostiene dichas actividades.

A partir del año 2010, la Convención sobre Diversidad Biológica (CBD) -la mayor iniciativa global para la conservación de biodiversidad y uso sustentable de recursos naturales, de la cual Chile es país signatario- ha reforzado la necesidad de abordar las causas que subyacen a la pérdida de biodiversidad (SCBD, 2010), siendo la aparente desconexión entre biodiversidad y desarrollo (en otras palabras: entre la ecología y la economía) un factor clave. Ello se traduce en que en los diseños económicos tradicionales, la mayor parte de los insumos y servicios provistos por los ecosistemas no están correctamente reflejados, o simplemente no son incluidos en sus análisis financieros. Esto deriva que costos de uso, desgaste y pérdida de la biodiversidad o capital natural no son considerados en los cálculos de inversión, y como consecuencia de ello son absorbidos por la sociedad toda (Bovarnick et al., 2010). En la práctica, tienen la forma de biodiversidad degradada: ecosistemas (por ejemplo bosques destruidos, lagunas contaminadas) o especies perdidas, procesos ecológicos que dejan de funcionar (por ejemplo ciclo del agua, control de inundaciones, purificación del agua), con resultado de pérdida de calidad de vida y deterioro económico (SCBD, 2010), o incluso de pérdida de vidas humanas. En Chile tenemos ejemplos emblemáticos de esto, como la sobre-explotación de pesquerías o de estepas ganaderas, el colapso de la industria salmonera, inundaciones provocadas por deforestación, por nombrar algunas, en las que la degradación de la naturaleza, provocada por la industria, ha terminado afectando a la misma industria de manera vital.

Por esto, el mandato global de la CBD para el 2011-2020 es incorporar la biodiversidad como un factor explícito en la planificación del desarrollo, con el objetivo de reducir las presiones directas que actividades económicas y proyectos de inversión ejercen sobre ella. En otras palabras, es imperioso desacoplar el crecimiento económico de la degradación ambiental. Este esfuerzo, en coordinación y sinergia con la efectiva protección de ecosistemas, especies y genes, está en la base para alcanzar un desarrollo sustentable.

El proceso de instalación de esta nueva mirada requiere de al menos tres elementos especialmente relevantes en los espacios de actividad económica privada:

1. El desarrollo de una ética diferente, que reconozca principios mínimos del operar de los sistemas naturales y sociales, y permita construir proyectos de inversión acorde con ella.
2. Herramientas concretas, costo-efectivas, que permitan poner en práctica esta ética, y que se hagan cargo de las complejidades inherentes, ecológicas, sociales, económicas y técnicas, de la conservación de la biodiversidad, en el

contexto de la industria, siendo un ejemplo la compensación ecológicamente equivalente.

3. Establecimiento de comunidades de instituciones/personas comprometidos con esta ética, e interesadas en el desarrollo e instalación de los procesos de transformación requeridos para aplicar de manera efectiva, no únicamente administrativa, herramientas de conservación de biodiversidad.

Ética para los negocios

La ética de los negocios aplica directamente al mundo de la empresa, por cuanto en Chile son ellas las que impulsan y ejecutan la mayor parte de los proyectos de inversión. Ella se refiere a las normas y principios éticos que se utilizan para resolver diversos problemas morales dentro de este contexto empresarial. Esta rama particular de la ética se viene gestando a partir de la década del 70, impulsada por diversos y bulldados casos de corrupción, especulación financiera, desastres medioambientales, entre otros, que conllevaron una fuerte pérdida de confianza de la ciudadanía en las empresas. Es justamente este el escenario que vive hoy día Chile, producto de casos recientes, pero en ningún caso nuevos, de temas afines cuya profunda consecuencia es el abismante nivel de desconfianza en que se sostiene (o mejor dicho tambalea) la sociedad chilena (Centro Políticas Públicas UC, 2015).

El desarrollo de una ética empresarial para la conservación de biodiversidad requiere de la aceptación de al menos dos principios: el ecosistémico y el de sustentabilidad. El primero se refiere al hecho que la biodiversidad se conforma como un sistema, en el que confluyen no sólo especies de plantas, animales y otros organismos, sino que lo hacen también las poblaciones humanas. Es así que humanos y biodiversidad son parte de una misma unidad, conformando un sistema socio-ecológico en el que sus componentes se conectan de múltiples, variadas y cambiantes formas, estableciendo tanto relaciones directas como indirectas, lineales o no (Berkes et al., 1998). Este es un sistema complejo, entre otras cosas porque la biodiversidad es compleja, porque cambia de sitio en sitio, y tanto su identidad como las relaciones que establece, son producto de historias evolutivas variadas y longevas, idiosincráticas, muchas veces irreproducibles. Y donde la especie humana es uno de los componentes, pero no el único, que también tiene su propia, cambiante y compleja dinámica. La derivada olvidada de este principio, es que el reconocimiento explícito del componente natural de la cultura, permite identificar la biodiversidad como un factor que debe ser atendido de manera explícita. Esto abre la posibilidad de mantener y mejorar la provisión de bienes y servicios que otorga la biodiversidad, y que son indispensables para el bienestar humano y sus actividades, especialmente la productiva. Por el contrario, su desatención sólo asegura degradación del patrimonio natural, cultural, social y económico.

Deriva de esta premisa el enfoque ecosistémico, que es una herramienta cuya finalidad es el manejo integrado de la sociedad



Turismo de observación de fauna en el Seno Almirantazgo, Región de Magallanes y Antártica Chilena. Foto: Jorge Herreros.

y la naturaleza (Waltner-Toews & Kay, 2005; Andrade et al., 2011). Ofrece una visión integral que espera lograr el suministro continuo de bienes y servicios ambientales mediante el mantenimiento de procesos ecológicos esenciales, cosa que debe realizarse mediante la participación activa de los diferentes sectores involucrados en su gestión. Reconoce la existencia de procesos dinámicos, que operan a escalas de tiempo generalmente amplias. Y lo que es más importante reconoce la existencia de bienes y servicios que ofrecen los ecosistemas saludables, más allá del recurso puntual que puede ofrecer la naturaleza en un momento determinado. Que es justamente en lo que concentran su visión y esfuerzo las industrias y sistemas productivos en Chile hoy día.

Esto puede parecer obvio para muchas personas (afortunadamente), pero en la práctica es un cambio de paradigma en relación a la visión que ha tenido la humanidad de sí misma por milenios. Resta mucho para que este cambio se inserte en el tejido cultural, que finalmente es el que define la forma en que se hacen las cosas. Esto es especialmente relevante para actividades productivas o la industria, pues ellas son en general ciegas al principio ecosistémico. La comprensión de las relaciones que existen entre los diferentes componentes de un ecosistema y su adecuado manejo han sido más de tipo reactivo y operan cuando se perciben situaciones extremas de deterioro, a posteriori. Este reconocimiento tardío genera problemas muy difíciles o imposibles de revertir, por ejemplo recuperar ecosistemas contaminados, revivir poblaciones

extintas, restaurar confianza con comunidades, que impactan finalmente los negocios.

El principio ecosistémico rompe con la separación conceptual y metodológica entre humanos y naturaleza, reconociendo el rol transformador recíproco del ser humano y sus actividades, responsable de la generación de ecosistemas y paisajes. Y abre la oportunidad de hacerse cargo de impactos (evitando, minimizando, restaurando, compensando), a través de la integración a priori de la biodiversidad en el diseño de proyectos y actividades.

Dada la complejidad de los sistemas socio-ecológicos, es mandatorio aproximarse a este desafío con un enfoque adaptativo. Ello permite ampliar las acciones de conservación, desde la tradicional preservación en áreas protegidas, hacia el manejo de áreas fuera de ellas, que es justamente donde se concentra el mundo productivo. Este enfoque empuja la gestión tradicional sectorial, centrada en la extracción de un recurso natural (como pesca, plantaciones de árboles exóticos, o acuicultura) hacia una gestión integral, donde se consideran todos los bienes y servicios que provee la naturaleza. Apunta a optimizar sus beneficios y alcanzar más allá que los productores, integrando a otros actores relevantes (aunque normalmente invisibles) a la gestión del negocio, ampliando de paso los grados de equidad del usufructo de los bienes que brinda la naturaleza.

Expande y profundiza la base de conocimiento para la toma de decisiones, más allá del generado por la ciencia tradicional, incorporando otras fuentes de entendimiento como el indígena o el local, lo que abre espacios enormes para el reconocimiento, valoración y finalmente inclusión de grupos de interés.

El enfoque ecosistémico amplía la visión ambientalista más tradicional y confrontacional, hacia el reconocimiento de la existencia de una variedad de visiones contenidas en diferentes grupos humanos o culturas, incluyendo la productiva. Permite integrar la toma de decisiones de sentido arriba-hacia-abajo, con el conocimiento y ejecución que se ejerce desde abajo-hacia-arriba, que es un clamor cada vez más fuerte en nuestro país.

La sustentabilidad o desarrollo sustentable, ha sido definida como la satisfacción de las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades (World Commission on Environment and Development, 1987). Este principio se resume en la incorporación y la prolongación del eje temporal en el diseño de las actividades y proyectos humanos. Siguiendo el principio anterior, ella requiere de una mirada integrada de aspectos económico, social y ambiental, para poder aspirar a hablar de desarrollo¹. Hasta ahora, el componente ambiental de la sustentabilidad se ha centrado en temas de reciclaje, reutilización y reducción de residuos, agua, o emisiones de CO₂. La biodiversidad sin embargo, a pesar que es el factor último que permite (o no) el reciclaje de nutrientes, permite (o no) la generación y purificación del de agua, la captación (o no) de carbono, ha sido desatendida. Ello se debe en parte al reciente desarrollo de las ciencias de la conservación, la complejidad inherente al concepto de biodiversidad, o la falta de herramientas conceptuales y prácticas que permitan su medición y valoración. Un instrumento que permite hacerse cargo de esta brecha, y que ha sido diseñada especialmente para ser utilizada en la industria extractiva es la compensación equivalente de biodiversidad, la que describimos más adelante.

Es en el contexto de estos principios fundamentales, donde se deben insertar los principios de orden moral más comúnmente enunciados por las compañías, que incluyen entre otros: integridad, justicia, transparencia, dignidad, legalidad, compromiso cívico. Sea cual sea esta lista de preceptos, la que se encuentra comúnmente en toda compañía junto a sus proclamas de visión y misión, el desafío ético más fundamental de cualquier actividad productiva es: operar en congruencia con dichos principios. El resultado de esta congruencia resulta en la consecución de confianza por parte de la sociedad, y del incremento en niveles de aceptación de la actividad productiva. Un desafío que toca a todos en Chile por estos días.

Dada la confluencia obligada de diferentes actores (públicos, privados, comunidades locales, grupos indígenas, comunidad

global, por nombrar algunos) en el proceso de instalación de un proyecto productivo en un sitio determinado, la construcción de una ética empresarial sólida representa una ventaja competitiva significativa por sobre proyectos que no la tienen. Ello se suma al incremento de la motivación y cohesión del personal de la compañía y otros actores asociados como comunidades locales. Esto tiene incidencia directa en la disminución de riesgos financieros, sociales y ambientales que afectan el funcionamiento de cualquier empresa o proyecto.

Se constata entonces, que la ética de una empresa no se refiere a un ámbito particular como el económico o ambiental, sino que abarca todo el quehacer de una compañía. Por el contrario, lo que más comúnmente se observa es la compartimentalización de las acciones asociadas a sustentabilidad. Así como su atomización a acciones puntuales, desconectadas unas con otras, desvinculadas de las acciones (o efectos directos) que definen (o son producidos) por una empresa, tanto para su entorno social o natural. Muchas veces además, estas acciones de "sustentabilidad" constituyen programas que se implementan por períodos acotados de tiempo, que son recortados cuando los presupuestos se aprietan, lo que refleja que no están conectados con el corazón del negocio en cuestión. Esta discrepancia o anomalía es fácilmente reconocida por los actores relevantes, y constituye la principal fuente de desconfianza y repudio a proyectos de inversión.

La consecuencia natural de un actuar ético y una gestión sustentable es la minimización de una serie de riesgos que afectan a la empresa, incluyendo obtención y mantención de licencia social para operar, junto a prevención de riesgos naturales y operativos. En este escenario, un desempeño ambiental positivo, en especial la mantención y promoción del capital natural de Chile, tiene un valor real para el negocio. Y por lo mismo, la inversión oportuna y adecuada en conservación de biodiversidad, comenzando por su inclusión en el diseño de cualquier proyecto de inversión, seguido por una implementación acorde con dicho diseño, tendrá un impacto directo y positivo sobre la actividad productiva. Y sobre la conservación de biodiversidad.

El desafío de la Internalización, la oportunidad de la Compensación equivalente de biodiversidad

La economía clásica y los esquemas tradicionales de producción de bienes, servicios e indicadores de crecimiento asociados, no han reconocido el rol sostenedor de la biodiversidad. Rara vez consideran esta variable en el diseño y ejecución de actividades económicas o proyectos. Ni consideran el impacto que actividades productivas tienen sobre la capacidad de los ecosistemas naturales de seguir alimentando el crecimiento de las mismas.

¹ Declaración Final de la Cumbre Mundial. 2005. Obtenido en: <http://www.who.int/hiv/universalaccess2010/worldsummit.pdf>



La leña del bosque nativo se utiliza comúnmente como combustible para calefacción en la zona sur de Chile. Foto: Jorge Herreros.

Sin embargo, la experiencia de las empresas ha mostrado que existen costos materiales asociados a una débil gestión de la biodiversidad y servicios ecosistémicos. Esto tiene consecuencias evidentes que van desde la modificación de la calendarización de las actividades de proyectos, hasta el desembolso monetario asociados a litigios o a multas. Resultando en elevados costos económicos para las compañías involucradas. Esto implica riesgos financieros y reputacionales para las empresas, razón por la cual los factores ambientales están siendo incorporados cada vez más como factores de riesgo de las compañías. En un contexto donde los indicadores tradicionales de activos físicos y financieros ya no son suficientes para valorizar las industrias.

Estas experiencias negativas pueden darse aun cumpliendo los requerimientos legales locales, sobre todo cuando éstos no se encuentran actualizados internalizando los lineamientos internacionales de gestión de biodiversidad en los procesos de evaluación de impacto ambiental de los proyectos. Así, para reducir los riesgos de las empresas asociados a su interacción con la biodiversidad, es clave introducir mecanismos que apunten a la incorporación de variables de conservación de biodiversidad en la economía y planificación del desarrollo tanto a nivel de países como de proyectos.

El sector público nacional y privado han reconocido esta necesidad. Y al menos desde la promulgación de la Ley de Bases del

Medio Ambiente hace más de dos décadas, han promovido la transición desde una economía clásica hacia una que aplique el manejo sustentable de los ecosistemas, a través del establecimiento de regulaciones nacionales y auto-regulaciones que fijen estándares para las prácticas productivas y apunten a la internalización de los costos derivados de los impactos sobre la biodiversidad.

Luego de 20 años de experiencia sin embargo, se han detectado falencias en lo que se refiere a las medidas de compensación de impactos sobre biodiversidad derivadas de proyectos que pasan por el Servicio de Impacto Ambiental (SEIA) (Püschel & Guijón, 2012; Fundación Chile, 2015). Se ha constatado por ejemplo, que la identificación de impactos se suele restringir a dimensión composicional de la biodiversidad (especies por ejemplo); las medidas propuestas se concentran en unas pocas actividades (como reforestación en caso de la flora; rescate y relocalización en el caso de la fauna); y en general no existe clara relación entre los impactos generados por la actividad productiva con los resultados esperados de medidas adoptadas que dicen proteger biodiversidad. En algunos casos, por ejemplo en ecosistemas marinos, las compensaciones efectuadas se abocan a responder a problemáticas sociales o económicas de las comunidades locales. Y no se vinculan de ninguna forma con la mantención o promoción de biodiversidad. Asimismo, existen ejemplos de medidas de mitigación o compensación

comprometidas por titulares de proyectos que –incluso aplicando presupuestos millonarios– no logran resultados significativos en la conservación de la biodiversidad afectada, o resultan técnicamente inviables.

El corolario de esto es que por un lado para el Estado se dificulta la mantención y mejora de la biodiversidad, los Titulares de proyecto fallan en conseguir resultados positivos para sus inversiones en conservación, y la comunidad ve afectada su entorno en desmedro de su calidad de vida y bienestar. Una de las consecuencias de esto es el despojo de la licencia social para operar a aquellos proyectos o rubros que estiman como responsables de dicho desmedro.

Este problema no es exclusivo de nuestro país, y ha sido abordado a nivel internacional a través del desarrollo de “compensaciones equivalentes” de biodiversidad (biodiversity offsets), una herramienta cada vez más utilizada y promovida por Estados, ONGs y corporaciones, que permite mejorar la calidad de la gestión de la conservación de la biodiversidad especialmente en el sector productivo (BBOP, 2009). Ella se define como “la ejecución de acciones medibles de conservación que compensen los impactos residuales de los proyectos, con el objetivo de obtener una pérdida neta cero o incluso una ganancia neta de biodiversidad” (BBOP, 2012).

El objetivo final de la compensación equivalente requiere de la aplicación algunos elementos mínimos, que funcionan como principios rectores y que incluyen:

Adherencia a la jerarquía de la mitigación: la compensación es el último recurso para responder a impactos residuales, luego de que demostradamente se hayan agotado las medidas de prevención, minimización y restauración de impactos sobre la biodiversidad derivados del proyecto.

Límites para lo que puede ser compensado: existen impactos que no pueden ser compensados, debido a la vulnerabilidad o irremplazabilidad de los elementos de biodiversidad afectados. Estos impactos deben ser prevenidos, incluso si esto significa contraer o no desarrollar el proyecto.

Contexto del paisaje²: el diseño e implementación de la compensación equivalente debe tomar en cuenta el contexto de paisaje tanto desde el punto de vista ecológico, como desde el punto de vista de la planificación territorial de la conservación y el desarrollo.

Adicionalidad: los resultados de conservación derivados de la acción de la compensación equivalente deben ser adicionales a lo que habría ocurrido si la compensación no se hubiese llevado a cabo.

Largo plazo: el diseño e implementación de la compensación equivalente debe tener una proyección a largo plazo, con el

objetivo de que los resultados duren tanto como los impactos y, preferiblemente, a perpetuidad.

Equivalencia: la compensación de los componentes afectados de la biodiversidad debe tomar en cuenta la equivalencia ecológicamente relevante, en términos del tipo de componente afectado, en el sitio donde ésta se efectuará la medida (equivalencia en el espacio) y en la duración de ésta (equivalencia en el tiempo). Es decir, hacerse cargo de alguna forma de la complejidad inherente a la biodiversidad.

La compensación equivalente no se limita a la acción de identificar y compensar adecuadamente los impactos de proyectos sobre la biodiversidad. Dado el mandato impuesto por la jerarquía de mitigación, ella entrega un marco para la inserción de criterios de biodiversidad en la planificación y ejecución de los proyectos. Ello permite evitar y minimizar impactos, así como considerar los aspectos sociales inherentes a la valoración de la biodiversidad, disminuyendo el riesgo para las empresas en relación a sus impactos a la biodiversidad y los conflictos sociales asociados a estos.

La identificación y adopción de los principios básicos para la compensación de biodiversidad en el mundo es creciente. Y el establecimiento de compensaciones equivalentes es un proceso gradual que se fortalece en la medida en que se avance en el entendimiento de los problemas, en el desarrollo de herramientas para resolverlos y en la práctica mejorada que se adquiere con el aprendizaje de la aplicación de dichas herramientas.

En términos de gestión de impactos sobre biodiversidad, la compensación equivalente de biodiversidad es el marco de referencia de punta respecto de buenas prácticas para la internalización de impactos del sector productivo. Y como consecuencia de ello se ha transformado en el estándar de desempeño sobre biodiversidad en muchas organizaciones, compañías, estados, incluyendo organismos globales de fomento del desarrollo económico tales como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) e International Finance Corporation (IFC), así como entidades internacionales de conservación y manejo sustentable de biodiversidad, como el Convenio de Diversidad Biológica (CBD) o La Unión Mundial por la Conservación de la Naturaleza (UICN). En conjunto, estas organizaciones reconocen la compensación equivalente de biodiversidad como una herramienta de mercado, es decir, costo-eficiente, para promover el manejo sustentable de biodiversidad dentro de los sectores productivos. Las ventajas que ofrece este mecanismo se basan en la cuantificación e identificación de impactos en base a criterios objetivos previamente definidos. Ello permite justamente objetivar las medidas de compensación requeridas, tanto en cantidad como en modalidad.

² El concepto de paisaje aquí utilizado difiere del utilizado en el SEIA, donde paisaje se refiere al atractivo visual y turístico de un determinado elemento o conjunto de elementos del medio ambiente.



Minera de oro abandonada en el altiplano de Parinacota. Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

En el caso de Chile, tanto desde el Estado como desde el ámbito productivo se han dado pasos significativos hacia la inclusión de la compensación apropiada de biodiversidad en el diseño del desarrollo, lo que permitirá transitar desde la consideración de impactos como externalidades, frecuentemente negativas (muy común hasta ahora), hacia su inclusión como una variable relevante, incluso a veces definitoria de la viabilidad de proyectos.

En el ámbito de la política pública, se constata por ejemplo la actualización del Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, que explicita una jerarquía de mitigación asociada a los impactos y una pérdida neta nula ("efecto positivo alternativo y equivalente") sobre la biodiversidad. Recientemente, se ha generado la Guía para el diseño de Compensaciones de Biodiversidad en el marco del SEA, del Ministerio de Medio Ambiente. Al mismo tiempo se está tramitando en el Congreso una Ley para la creación de un Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, la cual permitirá sostener y fortalecer la gestión del capital natural chileno.

El mundo privado también ha reconocido la necesidad de dar un giro de timón en lo que ha sido su aproximación a la

biodiversidad, como parte de los objetivos ya ampliamente aceptados y compartidos de construir industrias sustentables. En el caso de compañías (fundamentalmente mineras) y sectores productivos completos (minería³ y energía⁴), se han desarrollado políticas explícitas comprometidas con la pérdida neta cero de biodiversidad. Es así que en la Alianza-Público Privada para una minería Virtuosa, Sostenible e Inclusiva ha comprometido la meta de Pérdida Neta Cero en biodiversidad (el objetivo final explícito de la compensación equivalente) para el sector, en su mapa de ruta hacia el 2035. De manera similar, el mismo objetivo y la misma fecha de cumplimiento han quedado plasmados para el sector energético durante el proceso de elaboración de la Política Energética para el 2050⁵.

El establecimiento de compensaciones equivalentes es un proceso gradual del que existen aún pocos ejemplos en el mundo, lo que abre la posibilidad a Chile de liderar su instalación en la Región y posicionar al país en el contexto internacional. Aplicada en el contexto adecuado y siguiendo las mejores prácticas, la compensación equivalente es una oportunidad para compatibilizar los objetivos de desarrollo económico y conservación de biodiversidad, al internalizar la tarea de hacerse cargo adecuadamente de los impactos sobre la misma en

3 Alianza Valor Minero

4 Ruta 2030 Energía

5 <http://www.energia2050.cl>

el proceso de toma de decisiones del proyecto, que comienza mucho antes de su ingreso al SEIA.

La implementación efectiva de la herramienta de compensación equivalente en biodiversidad requiere de la unificación de una visión, así como del desarrollo de capacidades en todos los sectores relevantes asociados a la producción nacional, los cuales, dada la naturaleza ubicua y compleja de la biodiversidad, deben confluír de manera coordinada para su gestión efectiva.

Constituye este el mayor valor que ofrece hoy día esta herramienta: abrir espacios para la discusión informada, racional y cooperativa sobre la gestión integrada de la biodiversidad asociada directa o indirectamente a proyectos. En especial, brinda una oportunidad al sector privado de elevar sus estándares éticos, alineando su discurso con su toma de decisiones y actuar. Y dado que la compensación equivalente se construye sobre principios, como el ecosistémico, abre una oportunidad de reunir mundos considerados opuestos, como es el productivo con la conservación.

Comunidades de aprendizaje

La gestión efectiva de la conservación de biodiversidad, a través de la aplicación de herramientas como la compensación equivalente de biodiversidad u otras, requiere del desarrollo de metodologías específicas, idiosincráticas, adaptadas al contexto ecológico local, que permitan consensuar y objetivar los indicadores de impactos y de compensación. Esta gestión, en caso de ser exitosa genera beneficios compartidos por comunidades, industrias, o el Estado. Sin embargo, sólo es posible de lograr a través de coordinación y sinergia en los diferentes actores que participan de dicha gestión o que dependen más directamente de dicho capital natural, incluyendo desde comunidades locales, sector público, sector privado, academia, hasta consultores. Es por ello necesario generar capacidades en todos ellos de manera integrada.

Por ello es importante reunir visiones y generar capacidades mínimas en todos los actores involucrados o tocados por la gestión de la biodiversidad, incluyendo especialmente a titulares de proyectos, los que hoy día no siempre cuentan con la capacidad técnica internalizada que les permita evaluar la adecuación y factibilidad de implementación de medidas de compensación. Éstas son propuestas generalmente por consultores en el marco del proceso de evaluación ambiental, que involucra un sinnúmero de otras aristas (como ingeniería o comunidades). El resultado de esto, es la consecución de compromisos ambientales que no son fáciles (ni costo-efectivos) de cumplir. Y explica en gran parte el hecho que casi un 73% de las Resoluciones de Calificación Ambiental (RCA) fiscalizadas por la Superintendencia del Medio Ambiente no muestren conformidad respecto al cumplimiento de las medidas comprometidas⁶. Con consecuencias cada vez

más fuertes como frecuentes para las compañías. Y sobre los objetivos de conservación.

Es asimismo relevante fortalecer capacidad en la autoridad que revisa proyectos, alinear visión de gestión de la variable con los otros sectores, así como desarrollar indicadores objetivos que permitan evaluar la gestión de la conservación. Finalmente, es relevante incorporar al mundo científico, comunidades locales y empresas consultoras pues serán ellos lo que mayoritariamente proveerán información para alimentar la toma de decisiones, o apoyarán con la implementación de medidas compensatorias, respectivamente.

En resumen, es necesario generar una comunidad de aprendizaje en torno al tema, que pueda en una primera etapa ser receptora de conceptos, unificadora de visión, y promotora de consensos. Para en una segunda etapa, actuar como motor para la instalación y escalamiento de la herramienta de compensación.

Esto no es una tarea fácil porque requiere un esfuerzo mancomunado de todas las personas y organizaciones de la sociedad que se relacionan directa o indirectamente con la gestión de la biodiversidad. Todas contando con diferentes grados de conocimiento, especialidad técnica y dedicación. Por ello, son necesarias dos cosas: avanzar en desarrollar herramientas objetivas sobre las cuales evaluar el estado de la biodiversidad, y el resultado de su gestión de conservación. En este proceso es clave que nuestro país avance y se apruebe la Ley de creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas. Pero, lo más crítico es construir capacidades mínimas compartidas en diferentes sectores, tanto públicos como privados, que permita entender y analizar crítica y objetivamente estas herramientas y su aplicación.

La implementación de compensaciones equivalentes en biodiversidad abre un camino para lograr esto, a la vez que permite que distintos esfuerzos, de diferentes proyectos: productivos, públicos, comunitarios, aplicados a diferentes escalas, comiencen a conversar con un mismo lenguaje, y que provea criterios transparentes y consensuados para evaluar impacto y gestión.

Este es un espacio, que puede ser promovido desde el sector público y/o privado, lo que abre espacios complementarios para tomar liderazgos. La creación de capacidades en todos estos espacios es clave y beneficia no sólo al Estado, sino a las compañías y proyectos privados también. Es la materialización de la cooperación público privada.

Un desafío especialmente relevante se refiere a la mantención de procesos que permitan sostener estos aprendizajes en el tiempo, pues el cierre de la brecha de capacidades toma tiempo. Y dada la naturaleza compleja del tema y la acción de

6 Red Nacional de Fiscalización Ambiental (2014).

La conservación, estos procesos deben ser enfocados dentro de espacios de aprendizaje adaptativo, mutuo, en torno a la práctica real e integrada. La construcción de la capacidad deriva de la experiencia compartida de diseño y análisis de errores, lo que abre la posibilidad de identificar y corregir problemas. Si estos procesos de aprendizaje se diseñan e implementan de manera adecuada, su efectividad tiene resultados en tiempos muy breves, y en diferentes sectores al mismo tiempo. Y permite catalizar la implementación efectiva o la curva de aprendizaje de la comunidad toda (Saavedra et al., 2015).

Dado que la conservación de biodiversidad es un espacio complejo, no sólo ecológico, sino social, cultural y económico, es necesario abordar la generación de capacidades desde una perspectiva sistémica. Para ello, la promoción de comunidades de aprendizaje resulta una herramienta/fin deseable, no sólo para el mundo público, sino especialmente el privado. Pues finalmente la ejecución efectiva de sus proyectos de inversión se beneficia en la medida que tienen personal que entienda de estos procesos, e interlocutores en el Estado o en las comunidades, u otras, que hablen el mismo lenguaje, manejen conceptos similares, y conozcan del operar de herramientas específicas.

Algunos principios son deseables al momento de promover aprendizajes compartidos, sean éstos promovidos desde el sector público o privado, incluyendo grupos abiertos, interactuantes, que se aglutinen en torno a experiencias prácticas, transparentes y objetivos. El resultado de este operar genera

conocimiento mutuo, confianza, redes de colaboración, y finalmente disposición a materializar la cooperación público-privada en torno al bien común. Este mecanismo, todavía por explorar y promover en Chile, permite hacerse cargo de la visión ecosistémica, asumiendo que la biodiversidad relacionada con cada proyecto de inversión existe, y que tiene un componente humano que puede y debe hacerse cargo de mantenerla y mejorarla en beneficio propio y de los demás.

La consolidación de una gestión efectiva de la biodiversidad requiere responder al desafío que tenemos como país de pasar de un diseño de instituciones (públicas y privadas) y mecanismos específicos y desarticulados para la conservación, a la concreción de una gestión que pueda enfocarse en resultados de protección y mejoramiento de biodiversidad. El énfasis y el esfuerzo deben estar en promover e instalar los principios que subyacen a la conservación de la biodiversidad (ecosistémico, sustentabilidad), desde un paradigma de adaptabilidad y flexibilidad, más que en diseñar estructuras rígidas. El foco debe estar puesto en el proceso de aprendizaje y su aplicación ética, más que en la consecución de un objetivo o una estructura fija administrativa. Esto es especialmente relevante para el mundo privado, pues dada su naturaleza más flexible y dinámica, abre espacios para el desarrollo de liderazgos nacionales innovadores. En este sentido, el punto más crítico es el cambio en la toma de decisiones, la cual se efectúa en el seno más íntimo del mundo privado nacional. Pero que es demandada a veces por el resto de los actores nacionales.



*El cochayuyo (Durvillaea antarctica) es una macro alga que se explota en la costa de Chile por comunidades locales de recolectores. Y se comercializa en ferias y mercados.
Foto: Jorge Herreros.*



ESTUDIO DE CASO

6.1.2 EFECTOS DE LAS PESQUERÍAS INDUSTRIALES DE PALANGRE SOBRE LAS AVES MARINAS Y EL CAMINO A SU MITIGACIÓN EN CHILE

Carlos A. Moreno y Javier Arata

Los efectos humanos directos e indirectos sobre la fauna marina afectan más significativamente las especies que presentan mayores tamaños corporales, gran longevidad, baja fecundidad y tamaños de poblaciones pequeños (miles en vez de millones). Este tipo de organismos suelen ser depredadores de alto nivel trófico, mientras que las especies de pequeño tamaño corporal suelen tener poblaciones mucho más abundantes (millones de individuos en vez de miles) ubicadas más abajo en las cadenas alimentarias marinas. Así los impactos —pesca o caza— que han acercado a la extinción a organismos marinos han sido sobre grandes mamíferos marinos como las ballenas, grandes peces como el mero y entre las aves marinas mayores como los albatros y petreles.

Efectivamente, estos últimos presentan longevidades muy altas; por ejemplo el albatros errante puede vivir más de 60 años, con primeras reproducciones a los 9 a 15 años. Un albatros chileno de cabeza gris o el de ceja negra puede vivir más de 50 años y su primera reproducción ocurre entre los 7 y los 12 años. Los petreles gigantes (pájaro carnero) presentan longevidades similares. Las especies de este grupo de aves varían desde los 40 cm de envergadura alar (golondrinas de mar) hasta los 3,50 metros (albatros errante, el ave voladora más grande del mundo). Este orden se divide en dos grandes grupos: albatros (familia Diomedidae) y petreles (familias Procellariidae, Hydrobatidae y Pelecanoididae). Todos están muy bien adaptados al vuelo y al medio marino, pero nidifican en tierra. En el hemisferio sur los albatros tienen una mayor diversidad que en el hemisferio norte (19 especies v/s 3, respectivamente, más una especie que habita en el Ecuador). Debido a las grandes distancias que recorren en busca de alimento (son esencialmente carroñeros), dependen mucho de los vientos y por eso sus colonias son más abundantes entre los paralelos 45 y 55 grados sur, entre los frentes subtropical y polar antártico. Pueden cubrir grandes distancias planeando con sus largas y angostas alas y suelen seguir los buques por días.

Presentan un olfato extraordinario, asociado a sus grandes narinas externas, que les ayuda a detectar un calamar o pez

muerto en la superficie. Su olfato y su buena visión les permiten detectar los barcos de pesca desde grandes distancias. Debido a la inherente baja disponibilidad de alimento en los ambientes oceánicos en que deambulan, la oferta de carnadas desde los barcos de pesca constituyen su mayor amenaza, ya que inexorablemente al comerla quedan enganchadas y se hunden con la línea (espineles o palangres) que retiene los anzuelos. Actualmente 97 especies de aves marinas —de un total de 337— se encuentran en la categoría de “amenaza de extinción global”, lo que representa un 29 por ciento de las aves marinas presentes en el mundo.

Debido a lo anterior ha existido una preocupación mundial por salvar estas aves de su mayor amenaza; la industria pesquera de palangre, particularmente de especies demersales y pelágicas de peces de alto valor como el bacalao de profundidad, los peces espada y atunes. Por ejemplo, el bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) se pesca en el talud continental subantártico y antártico por todos los países del hemisferio sur: Australia, Sudáfrica, Uruguay, Argentina, Chile y Nueva Zelanda. Por otra parte, flotas palangreras de altura de países con conocida tradición pesquera también se aventuran en estas aguas: Japón, Corea, España, Rusia, Namibia, China. Muchas de estas flotas están o estuvieron involucradas en pesca ilegal, No reportada o No regulada —IUU, por sus siglas en inglés— donde se pesca sin ninguna consideración a la conservación del recurso objetivo ni de las especies capturadas incidentalmente (by-catch), incluyendo las aves y los mamíferos marinos.

MORTALIDAD INCIDENTAL EN CHILE

Desde 1996 se inició un programa para mitigar la mortalidad incidental en aguas de la CCRVMA (Convención de Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos), donde una importante flota chilena pescaba. En 1997 Birdlife Internacional generó un programa global para tratar este problema, ya que las aves marinas son capaces de volar sobre todos los mares y océanos del mundo, por lo que su conservación debe ser tratada en forma global. No obstante, esto significa que cada país debe resolver sus problemas de conservación y todos juntos en aquellas áreas marinas no reguladas. Debido a lo anterior, también el Comité de Pesquerías (Cofi) de FAO adhirió a la campaña mundial proponiendo un Plan de Acción Internacional (IPOA) el cual urge a todos los países pesqueros que adopten voluntariamente un Plan de Acción Nacional (NPOA). Adicionalmente, los países asociados al grupo de Valdivia crearon el ACAP (Acuerdo de Conservación de Albatros y Petreles) que el Congreso chileno aprobó para ratificación en marzo de 2005.



Petrel gigante subantártico en fase negra. Ave marina que es afectada por las pesquerías de palangre en la zona sur austral de Chile. Foto: Jorge Herreros.

Entre las acciones a tomar en el IPOA se encuentran: 1) Hacer un diagnóstico de la situación, 2) Desarrollar medidas de mitigación y 3) Adoptar un Plan Nacional de Acción. En Chile, el Consejo de Investigación Pesquera ha generado dos proyectos a través del Fondo de Investigación Pesquera (FIP): el primero (FIP 2001-31) destinado a hacer un diagnóstico de la mortalidad incidental de aves en la pesquería del Bacalao de Profundidad (Moreno et al., 2003) y el segundo (FIP 2003-21) para concordar con las Empresas Chilenas que pescan con palangre —Pesca Chile S.A., Pesca Suribérica, Globalpesca, Comcar S.A., Pesca Cisne y Pesquera Omega— un primer esbozo de Plan de Acción, el cual se ha aplicado durante el año 2004 (Moreno & Arata, 2005). En ambos proyectos se contó con observadores científicos a bordo que cubrieron el 35 por ciento de la flota, principalmente de las empresas que más han colaborado con estos desarrollos (Pesca Chile S.A. y Suribérica). Sin embargo, aún quedan problemas pendientes respecto de la efectividad de las medidas de mitigación que deberían aplicarse para eliminar totalmente este problema de conservación de la biodiversidad de aves marinas, los que se señalarán más adelante.

ETAPA DE DIAGNÓSTICO

Las aguas de la corriente de Humboldt son visitadas por muchas especies de albatros que anidan en Australia y Nueva Zelanda, así como en islas antárticas y subantárticas del Atlántico Sudoriental. Adicionalmente, dos especies de albatros anidan en Chile en importantes números (figura 1; tabla 1), configurando un 20 por ciento de sus poblaciones mundiales.

No obstante, Schlatter & Riveros (1997) encontraron en la isla Gonzalo del archipiélago Diego Ramírez cerca de 5.173 pares en 1980, y Arata en 1999 contó 3862 pares (Arata & Moreno, 2002). ¿Cómo se perdió cerca del 25 por ciento de la población inicial en 20 años? Probablemente debido al desarrollo de las pesquerías de palangre para el bacalao de profundidad. Siguiendo esa hipótesis se realizó el primer estudio de mortalidad incidental en Chile bajo los auspicios del FIP. Este estudio embarcó ocho observadores científicos, es decir, personal capacitado no sólo para reconocer las especies de aves, sino que además el sexo, el estado de madurez y una estimación del grupo de edad de las aves muertas, además en técnicas de censo de aves y la aplicación de un diseño estadístico para el muestreo en los lances de pesca. Todos los observadores eran profesionales egresados de carreras de Biología Marina y/o Ingeniería Pesquera.

Durante el año 2003 se calaron aproximadamente 7 millones de anzuelos, de los cuales fueron observados 2 millones. Se registró una mortalidad promedio de 1.550 (límites de confianza al 95 por ciento 575-2.220) individuos de albatros de ceja negra, los cuales anidan en colonias cercanas a las zonas de pesca, principalmente durante el período de guarda (figura 2), es decir cuando el pollo ha eclosionado recientemente del huevo y sus padres tienen que alimentarlo muy seguido haciendo viajes lo más cortos posible. El drama de estas muertes es que los albatros forman parejas fieles (Robertson & Gales, 1998), es decir la muerte de uno de los sexos implica que el otro queda solo y no se vuelve a reproducir y además el pollo no puede ser exitosamente alimentado por uno de los padres y muere rápidamente, pues se necesitan ambos

1. Los albatros en las zonas de nidificación se cuentan en pares, porque siempre hay uno en el nido y el otro en busca de alimento; cuando vuelven cambian los roles.

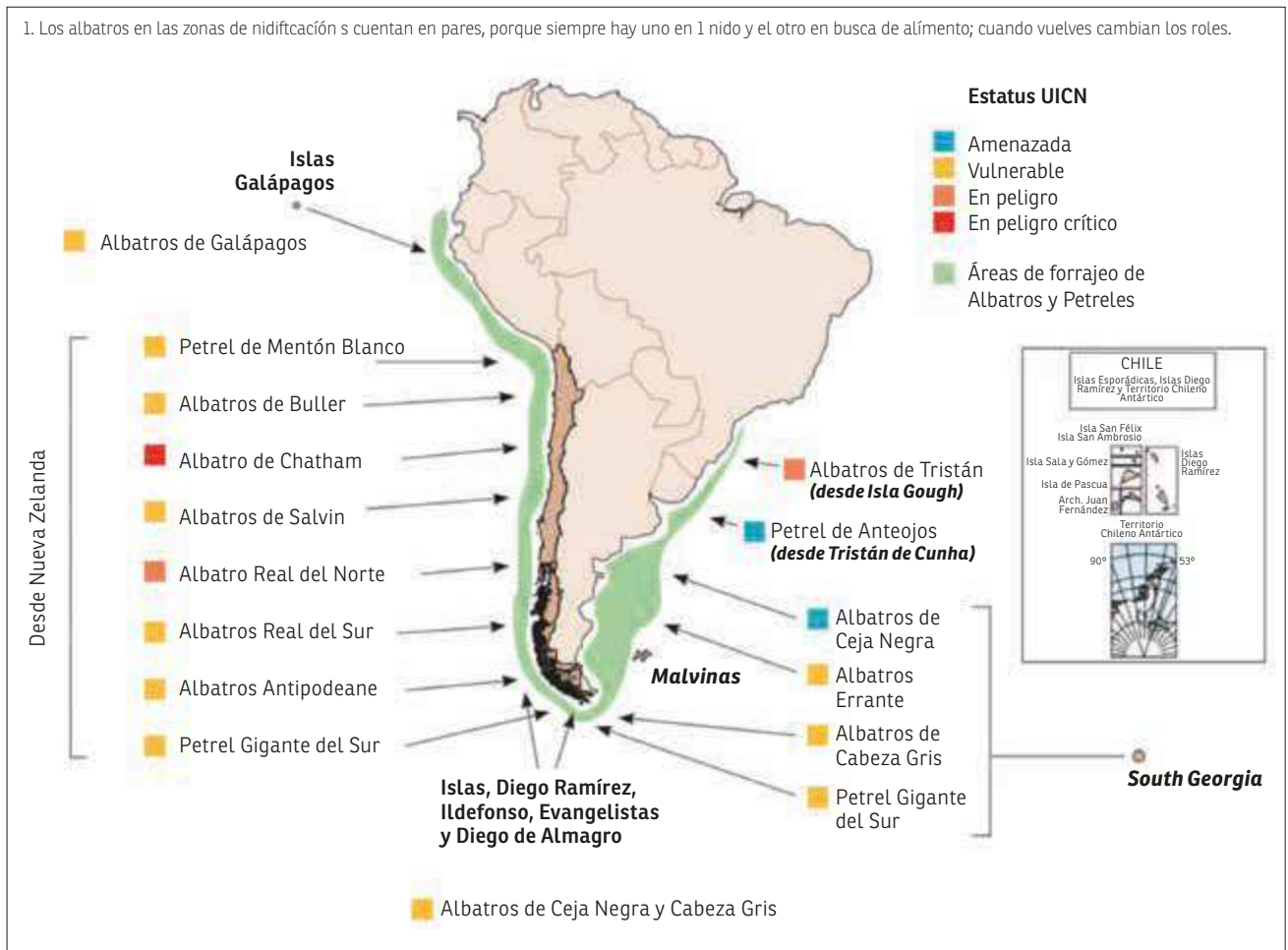


Figura 1. Importancia de Chile como área de alimentación para los albatros del hemisferio sur. También se indican los lugares de origen de las especies visitantes. En Chile anidan sólo el albatro de cabeza gris y el de ceja negra. El color de los nombres indica su estatus de conservación según la Unión Internacional de Conservación de la naturaleza.

padres. De tal manera que una muerte incidental implica la muerte de dos individuos, el pollo y la pérdida de un reproductor, para la dinámica de la población. El estudio de albatros marcados con PTT (Platform Terminal Transmitters) o marcas satelitales, muestra que la mayor sobreposición ocurre durante el período de guarda (noviembre y diciembre) (figura 2), precisamente cuando se observaron las mayores capturas de aves por unidad de esfuerzo (aves por cada mil anzuelos) (figura 3). Consecuentemente hay base científica para pensar que la reducción del tamaño de la población se debió a mortalidad incidental.

El diagnóstico es preocupante respecto de las poblaciones de albatros de ceja negra, pero al mismo tiempo es reconfortante saber que el albatros de cabeza gris no está amenazado por la pesquería, ya que su área de alimentación natural se encuentra hacia mar abierto (figura 4), donde habitan los calamares que constituyen su principal alimento. Sin embargo, el precio que paga por tener que viajar más lejos para ganar energía es que cada pareja sólo se reproduce año por medio. Entonces es precautorio evitar toda mortalidad incidental por baja que sea (entre 5 a 10 albatros por año).

La razón de que ocurra esta mortalidad, es decir por qué las aves se enganchan en los anzuelos, es multifactorial. Tiene que

ver con el período del año, siendo durante la temporada reproductiva y de guarda en particular cuando los albatros están más agresivos: la cercanía de la zona de pesca en esa época; el uso despreocupado de las líneas espantapájaros por los buques; la alta velocidad de calado, que hace que los espineles queden en la superficie una mayor distancia tras popa sin hundirse; la falta de pesos adecuada en los espineles; etc.

Vale la pena destacar que las pesquerías de palangre artesanales no han sido mencionadas mayormente aquí, porque su efecto sobre las aves marinas es mínimo y sus artes de pesca están diseñados de manera tal que se hundan a mayores tasas que las de los industriales, la velocidad de calado es más lenta y carecen de la turbulencia que las grandes hélices de los buques industriales producen. Mayores informaciones sobre este tema se pueden encontrar en Moreno & Arata (2006).

PLAN DE ACCIÓN

Todos estos problemas fueron tratados con personal idóneo y gerentes de las empresas pesqueras mencionadas. Durante el desarrollo del Plan de Acción se escuchó a los Capitanes de Pesca, en su mayoría españoles, se recogieron sus experiencias y se investigaron a bordo de los buques las mejores soluciones



Petrel moteado (Daption capense). Otra especie de ave marina que es afectada por la pesquería de palangre, en la costa de Chile. Foto: Jorge Cañas.

para cada pesquería. También se consideró la opinión de otros estamentos de la sociedad, como la ONG Unión de Ornitólogos de Chile, científicos vinculados al tema y organismos del Estado de Chile como Subsecretaría de Pesca y Servicio Nacional de Pesca. Resultó un plan cuyo objetivo central fue reducir la mortalidad en un 90 por ciento respecto a los valores iniciales (FIP 2001-31), dentro de un período de tres años; además se acordó aplicar medidas de mitigación en toda pesquería en que se detecte una mortalidad de aves marinas superior a 0,05 aves/1.000 anzuelos calados. Las principales medidas adoptadas fueron las descritas a continuación.

Común para todas las pesquerías fue evacuar los desechos por la banda opuesta a la ventada de virado y verter al mar sus desechos entre calados, nunca durante los calados, para no atraer aves al buque. Si los calados son nocturnos, mantener las luces al mínimo para no atraer principalmente al amenazado petrel de mentón blanco.

La pesquería del bacalao de profundidad comienza con el uso de línea espantapájaros en todos sus lances pero no colocadas sobre la borda en dirección a la estela que deja el buque, sino al menos a una altura de 7 metros sobre la borda (figura 6), para que quede en el aire al menos 40-50 metros más atrás de la popa del buque y así trabaje efectivamente. Los pesos en la línea deben ser de 8.5 kg. cada 40 metros y la línea de pesca debería ser calada a 6,5 nudos. El plan de investigación adoptado al momento de terminar el proyecto FIP 2003-21 evaluará para el palangre tipo español (con retenida) los mejores sistemas de hundimiento y el uso de dos líneas pajareras estandarizadas durante el período de guarda de los albatros de ceja negra en el extremo sur de Chile —segunda quincena de noviembre y

primera de diciembre— hasta encontrar las mejores soluciones. El estudio de la efectividad de la línea espantapájaros se realizó en su etapa de terreno en la temporada 2004/05.

La pesquería de palangre en la PDA dirigida a merluza austral (y congrio dorado) aplicará como norma el calado nocturno, como actualmente lo hace. Su plan de investigación es evaluar con más detalle sus mortalidades incidentales y el eventual uso de otras medidas de mitigación, tales como el uso de líneas espantapájaros y la mejora de las tasas de hundimiento cerca de la superficie, sin afectar el rendimiento de pesca. A pesar de que el calado aquí es nocturno, en razón a los hábitos alimentarios de la merluza austral, el petrel de mentón blanco presenta una gran actividad nocturna y es el ave más afectada por esta pesquería.

La pesquería pelágica de pez espada aplicará pesos superiores a 60 gramos en el destorcedor o punto de unión con la brazolada (generando tasas de hundimiento >0.23 m/seg.). La longitud del reinal no debe ser mayor a dos brazas (3,6 metros) y a menos que calen en total oscuridad, deben usar una línea espantapájaros de al menos 100 metros de longitud, dispuesta en el punto más alto del buque o embarcación artesanal. El plan de investigación contempla la evaluación de la mortalidad incidental en la pesquería de pez espada, diseño de una línea espantapájaros estándar y la combinación adecuada de los factores separación entre pesos, el peso y la velocidad de calado para esta flota, que se adapte a la configuración de las naves y sea suficientemente eficiente para reducir significativamente el actual nivel de mortalidad incidental. Esta pesquería opera en aguas subtropicales y tropicales (archipiélago Juan Fernández, San Félix y San Ambrosio, Pascua) y afecta a los albatros de Chatham y

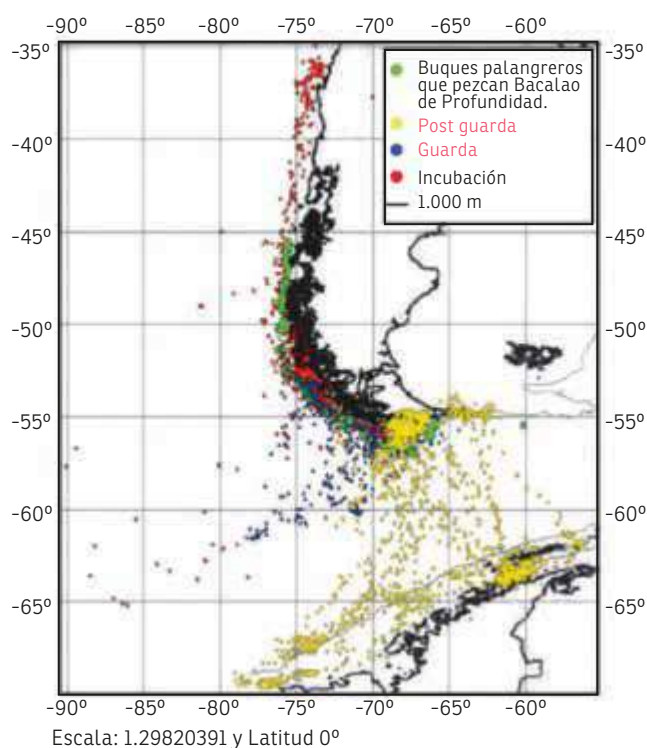


Figura 2. Zonas de vuelo de los albatros de Diego Ramírez, obtenidas mediante marcaje con transmisores satelitales. En rojo durante el período de incubación. En azul durante el período de guarda y en amarillo durante la posguarda. El color verde señala posiciones de los buques palangreros que pescan bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*).

de las Galápagos, en peligro crítico y en peligro de extinción, respectivamente. Debido a lo anterior es que a pesar que se conoce que sus tasas de mortalidad incidental son bajas, se deben tomar todas las precauciones necesarias para evitar continuar con estas tendencias. En consecuencia, se debe hacer un proyecto específico para perfeccionar la aplicación de medidas de mitigación y así llegar a cero mortalidad incidental en esta pesquería por parte de la flota chilena. Sin embargo, otras flotas operan en esta área en aguas internacionales y ponen en riesgo estas especies, tema para la eventual Organización Regional de Pesca (RFMO), que organicen Chile, Nueva Zelanda y Australia e inviten a quienes operan en forma distante en esta zona.

PRIMERA EVALUACIÓN DEL PLAN DE ACCIÓN

Para hacer una primera evaluación del Plan de Acción en la pesquería de bacalao de profundidad, se tomaron datos de mortalidad incidental en 126 lances comerciales, correspondientes a 672.689 anzuelos calados, de un esfuerzo total de 5.981.420 anzuelos calados por la flota industrial de bacalao de profundidad

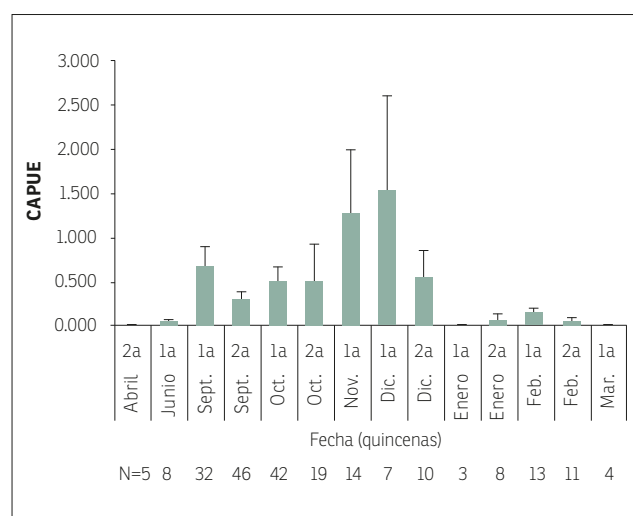


Figura 3. Tasa de mortalidad incidental (aves muertas cada mil anzuelos calados), obtenida durante la etapa de diagnóstico, en forma quincenal, durante el año 2002. Se observa que en la medida que comienza el período de incubación (septiembre) comienza a aumentar la mortalidad incidental. Durante el período de guarda (pollo recién eclosionado) en noviembre y diciembre aumenta a las mayores tasas y luego decae durante el período de posguarda. Después se dispersan por todos los océanos del sur en busca de alimento que asegure su condición física para criar otro pollo.

en la temporada de pesca 2004 (Moreno & Arata, 2005). Cabe destacar que la mayor mortalidad incidental en esta área ocurre entre noviembre y enero y los observadores concentraron su tarea entre septiembre 2004 hasta mediados de febrero de 2005. Consecuentemente dan cuenta del período en que ocurre >95 por ciento de la mortalidad observada. Con fines de comparación nos referimos a la temporada 2002 como aquella que observó los lances entre septiembre 2002 a marzo 2003, y será la temporada de pesca del bacalao de profundidad 2004 aquella que comenzó en septiembre de 2004 y finalizó en marzo de 2005.

Los resultados de la mortalidad observada se muestran en la tabla 2 y en ella se vuelve a observar que la especie más vulnerada por la pesca industrial de bacalao de profundidad en Chile es el albatros de ceja negra, con una baja mortalidad de otras especies, como el albatros de cabeza gris.

Esta significativa reducción en la mortalidad total estimada de albatros de ceja negra durante 2004 se debe esencialmente al despliegue de las líneas espantapájaros acordadas en el Plan de Acción. Estas líneas espantapájaros son dispuestas en la parte más alta del buque, cubriendo una distancia detrás de la popa de más de 40 metros sin tocar agua. Esta protección aérea permite

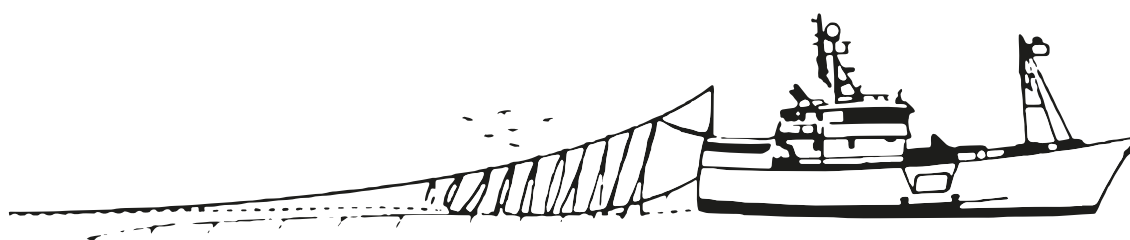


Figura 5. Diagrama de un buque de pesca con una línea pajarrera o espantapájaros, desplegada correctamente permitiendo que el espinel se hunda bajo ella. Así mantiene alejada a las aves de la zona de peligro. Pero esta medida no es totalmente eficiente porque el viento cruzado por la banda de estribor la aleja del espinel que es calado desde esa zona de la popa. De allí que sea necesario regular adecuadamente el peso de la línea para facilitar su hundimiento.

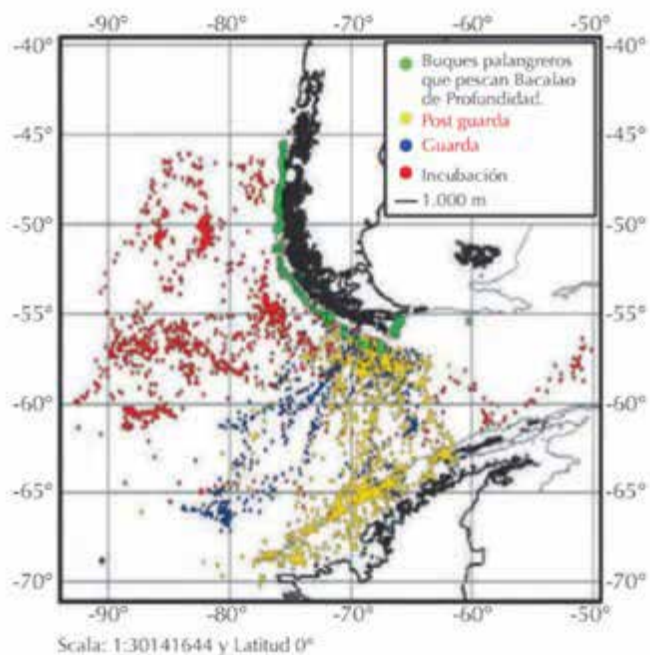


Figura 4. Áreas de vuelo de albatros de cabeza gris nidificando en isla Gonzalo (archipiélago Diego Ramírez) durante las tres etapas de crianza, detectadas mediante marcadores satelitales. Se observa que sus vuelos son hacia alta mar en busca de su alimento favorito, los calamares que después de reproducirse mueren y flotan en la superficie. Este hábito alimentario hace que la pesca de palangre sobre el talud continental y la plataforma no lo afecte mayormente.

que los espineles se hundan a una profundidad que disminuye la probabilidad de que los albatros puedan alcanzarlos, pero aún es insuficiente para eliminar totalmente la mortalidad de aves, particularmente con vientos cruzados que desplazan las líneas espantapájaros de la zona de calado. Esta es la razón principal de que el plan de investigación del Plan de Acción busque un mejor sistema de distribución y tipo de pesos para la línea de pesca, de modo que esta pueda hundirse más rápido a través de la turbulencia de la hélice del buque, como se encuentra descrita en Robertson & Moreno (2005).

En conclusión, aunque la mortalidad de albatros de ceja negra ha sido reducida 100 por ciento aproximadamente, constituye un avance significativo para el Plan de Acción de Chile. Esto se ha logrado sólo por alargar y aumentar el peso de los reinales (o líneas secundarias de los espineles) a 1.5 m. como mínimo y un aumento el peso por reinal, del tal manera que la velocidad de hundimiento se aceleró 0.15 m/s a 0.80 m/s, de tal manera que las carnadas en los anzuelos pueden salir del alcance de las aves marinas rápidamente en el proceso de calado del espinel. El uso de esta técnica simplificada y fácil de operar, se generalizó en el año 2007 e inmediatamente la mortalidad de albatros en esta pesquería bajo a cero (Robertson et al., 2014). Hoy las poblaciones reproductoras presentes en las Islas Diego Ramírez, Ildefonso y otras menores, han aumentado hasta el límite de su capacidad, como era antes de la pesca de palangre en el extremo sur de Chile.

Tabla 1. Censos de las dos especies de albatros chilenas realizadas durante un proyecto conjunto entre Chile (INACH) y Australia (AAD) entre 2001 y 2002 (de Arata, 2004).

Colonias	A. de Ceja Negra	A. de Cabeza Gris	Referencias
Islas Diego Ramírez	55.275	16.383	Robertson et al. 2003
Islas Ildefonso	46.995	8	Robertson et al. 2003
Islote Evangelistas	4.670	-	Arata et al. 2003
Isla Diego de Almagro	15.900	-	Lawton et al. 2003
Total	122.840 pares ¹	16.401 pares ²	

1 y 2 por ciento de la población global.

Tabla 2. Mortalidades totales observadas para cada una de las especies vulneradas durante el período de estudio del año 2004 (calculado sobre lances con implementación de líneas espantapájaros, otros lances experimentales se han omitido).

Especies	Nº observado muerto en 2004	Nº expandido al total de esfuerzo realizado 2002 ¹ / 2004		CAPUE ²
Albatros ele ceja negra (Diomedea mephanopflrys)	126	1555	440	0.113
Albatros cabeza gris (Diomedea chrysostorna)	2	6	8	0.002
Petrel damero o del Cabo (Daption capense)	2	2	0	0.000
Petrel de mentón blanco (Procelaria aequinoctialis)	7	25	0	0.000
Total	140	1588	448	0.115

1. Referencia a la mortalidad de 2002 de Moreno et al. (2003).

2. CAPUE: Captura de Aves por unidad de Esfuerzo, en número de aves capturadas cada 1.000 anzuelos calados.



Albatros de ceja negra (*Thalassarche melanophris*), una de las especies que se ve amenazadas por las pesquerías de palangre en la zona sur austral de Chile.
Foto: Jorge Herreros.

6.1.3 EL ROL DE LAS ÁREAS DE MANEJO Y EXPLOTACIÓN DE RECURSOS BENTÓNICOS COMO INSTRUMENTOS AUXILIARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD MARINA EN CHILE

Stefan Gelcich.

INTRODUCCIÓN

En 1992 el Convenio sobre Diversidad Biológica fijó objetivos ambiciosos en el área de la conservación marina, con el propósito de proteger al menos al 10% de todas las regiones marinas para el año 2012 (Wells et al., 2007). Al no lograr este objetivo, en 2010 se presentó una nueva estrategia focalizada en mejorar los esfuerzos internacionales para lograr detener la degradación del patrimonio biológico del mundo, estas son las denominadas "Metas de Aichi" (CBD 2013). Las metas incluyen el desarrollo de una red en que se integra el uso sustentable con una eficiente gestión de Áreas Marinas Protegidas (AMPs), definidas por el World Conservation Union (IUCN) como: cualquier área de terreno inter o sub mareal con su agua subyacente, incluida su biodiversidad asociada y sus características históricas y culturales; que han sido reservadas por la ley u otro medio eficaz para proteger parte o la totalidad de este ambiente (Kelleher, 1999; Wells et al., 2007).

Mientras que el enfoque científico dado a las AMPs estuvo, en un comienzo, focalizado en la selección del lugares de alta biodiversidad (Turpie et al 2000) y las respuestas biológicas de las especies bajo protección (Micheli et al., 2004; Lester & Halpern, 2008), actualmente las AMPs son creadas no sólo para conservar los paisajes marinos y proveer de hábitat para la vida marina en peligro de sobreexplotación, sino también para contribuir a la subsistencia de las comunidades locales, para apoyar las economías nacionales a través de ingresos por concepto de turismo, para reponer las pesquerías y para jugar un papel clave en la adaptación del cambio climático (Watson et al., 2014). En este sentido, los esfuerzos por realizar investigaciones multidisciplinarias en AMPs, se han desplazado hacia la definición de condiciones de gestión y manejo efectivo de las áreas. Esto ha llevado al reconocimiento de numerosos casos de "AMPs de papel"; donde la protección marina ocurre sólo en la teoría debido a la falta de gestión y la falta de financiamiento adecuado (Mora et al., 2006; Gravestock et al., 2008; Reid-Grant & Bhat, 2009; Gelcich et al., 2013).

Como consecuencia, si la conservación marina va a contribuir efectivamente en el cumplimiento de sus múltiples funciones, además de alcanzar las "Metas de Aichi", existe una urgente necesidad de acoplar las AMPs y otras herramientas de

gestión, a través de instrumentos que la Convención de la Diversidad Biológica ha llamado "iniciativas de conservación auxiliares" (CDB, 2004). Lo ideal sería que estos instrumentos "auxiliares" permitan la participación de la sociedad civil en la planificación, implementación y gestión diaria de la biodiversidad. En esta sección se explora el potencial de una de estas posibles iniciativas auxiliares en Chile: las Áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB). Es decir, nos centraremos en el papel de las AMERBs dirigidas al manejo de los recursos bentónicos y su potencial para contribuir a la conservación de la biodiversidad marina.

AMERB Y BIODIVERSIDAD

La política de las AMERBs permite a la Subsecretaría de Pesca asignar derechos de acceso exclusivo a organizaciones de pescadores artesanales (Castilla, 1994; Castilla et al., 1998; Gelcich et al., 2010). Para que se concedan AMERBs a organizaciones de pescadores, éstas deben participar activamente en el desarrollo (con la ayuda de biólogos consultores) de los planes de manejo oficiales. También son responsables de la vigilancia y aplicación de medidas contra la extracción no autorizada (Castilla & Gelcich, 2008).

La primera AMERB se estableció de manera informal en 1989 (Castilla et al., 1998). Actualmente en Chile hay alrededor de 700 AMERB legalmente asignadas a organizaciones de pescadores (SERNAPESCA, 2010). Éstas ocupan más de 1.100 km² del paisaje marino cerca de la costa, con un tamaño promedio de aproximadamente 100 hectáreas, y una distancia promedio entre ellas de 4-10 km (Gelcich et al., 2010). Las AMERBs son creadas y evaluadas teniendo en cuenta las especies bentónicas de importancia económica, como el gastrópodo muricido carnívoro *Concholepas concholepas* (considerado en el 80% de AMERBs), las lapas, *Fissurella* spp. (70%) y el erizo de mar rojo *Loxechinus albus* (30%; Castilla et al., 1998; Castilla et al., 2007). Los estudios biológicos de la política de AMERBs han mostrado un aumento sustancial de la abundancia y el tamaño de estas especies manejadas en AMERBs, en comparación con las zonas de libre acceso, siempre que las AMERBs tengan un cuidado efectivo (Castilla et al., 1998; SUBPESCA, 2002).

En Chile, la discusión sobre el papel de las AMERBs como instrumentos auxiliares de conservación, ha estado históricamente ausente del debate sobre la ampliación de instrumentos de conservación marina. De hecho, sólo recientemente se han comenzado a evaluar científicamente las implicancias de las AMERBs en conservación de la biodiversidad. Gelcich et al. (2008; 2012) llevó a cabo comparaciones entre zonas de libre acceso, zonas donde se han establecido AMERBs exitosas y un AMP para evaluar los efectos del manejo de las especies comerciales sobre la biodiversidad y la estructura de las comunidades submareales, en el centro de Chile. Sus resultados muestran que en zonas con bosques de algas, los valores de invertebrados y ensambles de peces rocosos difirieron significativamente entre zonas de libre acceso, AMERBs y AMP. La

riqueza de especies, en general, fue mayor en el interior de AMERBs, cuando se comparó con el exterior de las áreas, que son zonas de libre acceso. Además, como se esperaba, la densidad de las especies de invertebrados gestionados fue mayor (hasta 15 veces) en el interior AMERBs, lo que fue consistente con estudios previos (Castilla et al. 1998, Subpesca, 2002).

En relación al uso de AMERBs, como instrumentos auxiliares de conservación, los resultados más importantes del estudio se refieren a los beneficios de conservación para especies que no están directamente vinculadas a la política de manejo del AMERB. Específicamente, las especies de peces de ambientes rocosos, que no forman parte de ningún plan de AMERB, mostraron un aumento de biodiversidad (riqueza) y abundancia en el interior del AMERB en relación al exterior. Los autores encontraron que las especies de peces de ambientes rocosos que respondieron mejor a la protección asociada a las AMERBs, fueron los depredadores tope, cazados comúnmente por buzos con arpón (Gelcich et al., 2008).

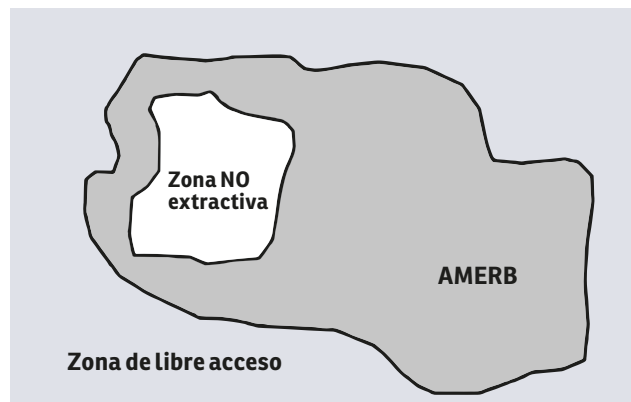
Cuando se compara la riqueza específica y la estructura de comunidades entre AMERBs, AMP y zonas libres, se puede determinar un gradiente en la riqueza de especies que se incrementa desde las zonas de libre acceso hacia las AMERBs y el AMP. La respuesta de las especies bentónicas de importancia comercial bajo manejo, muestra que las AMERBs actúan tan efectivamente como una AMP. Es decir, la presencia de un AMERB, aunque de menor biodiversidad que un área marina protegida, sí colabora, en cierto grado, a la conservación y permite aumentar en términos territoriales los lugares donde esta se gestiona. Actualmente, en Chile existe potencial para una gestión de la biodiversidad en 1.023 km² de AMERBs, cuya ejecución y vigilancia estaría en manos de pescadores artesanales. Por lo tanto, se hace imprescindible evaluar y reconocer el valor de estas medidas auxiliares en términos de conservación marina efectiva, establecer mecanismos financieros y formas de compensar a los pescadores por este aporte a la sociedad, optimizando así su contribución.

AMERB Y CONSERVACIÓN: UNA PROPUESTA INNOVADORA

Un modelo interesante que hoy se encuentra bajo consideración y análisis, que podría mejorar el potencial de las AMERBs en términos de conservación de la biodiversidad, se refiere al establecimiento de las zonas no extractivas (de veda) dentro de una porción de un AMERB (Gelcich & Dolan, en prensa). Estudios iniciales de casos pilotos para probar esta alternativa se han desarrollado con resultados preliminares prometedores. (Pew, 2014; www.advancedconservation.org).

La idea de evitar la extracción dentro de las AMERBs, puede proporcionar una fuente de ingresos complementarios para los pescadores, a cambio de acciones de gestión que promueven beneficios comprobados para la biodiversidad. Al mismo tiempo, se estaría promoviendo la pesca sustentable (Gelcich & Donlan, en prensa; Figura 1).

Figura 1. Esquema conceptual ilustrando como sindicatos de pescadores artesanales acuerdan asignar parte de sus AMERBs como una "zona no extractiva". Los sindicatos acuerdan llevar a cabo vigilancia. En retribución, los sindicatos reciben un pago anual para compensar los costos de oportunidad y los beneficios en biodiversidad creados como resultado de la zona no extractiva. Un sistema de vigilancia con video se utiliza para monitorear la zona no extractiva.



Dependiendo de cómo se establezcan los planes de incentivos para incrementos en biodiversidad dentro de las AMERBs, a través del establecimiento de zonas no extractivas, ésta puede llegar a ser una medida rentable para los pescadores artesanales. El modelo tiene el potencial de permitir al menos dos innovaciones en el modelo de negocios que podrían mejorar los medios de subsistencia de las pesca con beneficios para la biodiversidad. En primer lugar, los resultados de las prácticas de conservación (incrementos en biodiversidad), podría ser comercializado y vendido como créditos de biodiversidad para empresas que deseen compensar los impactos de sus acciones (Gelcich et al., 2011, Donlan en prensa). Actualmente existen impactos marinos y costeros en el sector público y privado de Chile, lo que crea oportunidades para desarrollar estos programas de compensación de biodiversidad marina. De hecho, se han modificado recientemente aspectos importantes de la política de evaluación de impacto ambiental en Chile para permitir la compensación de impactos fuera de áreas directas de influencia de proyectos. Además, hay que considerar que dicha compensación está en proceso de revisión dentro del marco de la propuesta de ley para crear el servicio de biodiversidad y sistema nacional de áreas protegidas. En segundo lugar, los beneficios de la biodiversidad de las AMERBs podrían ser integrados y agregar valor a sus productos marinos, en mercados emergentes sustentables. Por ejemplo, productos marinos que certifiquen beneficios para la biodiversidad en su gestión, denominados BIO+. Ambas alternativas se basan en que las AMERBs cumplan con requisitos básicos de gestión y capital social. El desarrollar la iniciativa de crear zonas de protección de la biodiversidad en AMERBs requiere, además, la construcción de plataformas de aprendizaje, pruebas experimentales de colaboración, donde los pescadores, gestores y científicos pueden construir el conocimiento necesario para diseñar un sistema escalable.

En definitiva, crear herramientas auxiliares de conservación basadas en las AMERBs para aumentar la escala de conservación de la biodiversidad marina, requerirá de una comprensión de la respuesta de la biodiversidad, el desarrollo de estrategias de financiamiento que deben adaptarse a las realidades loca-

les, la comprensión de la demanda de créditos de biodiversidad y las respuestas en el comportamiento de los pescadores.

Para esto serán fundamentales nuevos enfoques de investigación interdisciplinarios.



Área Marina de Explotación de Recursos Bentónicos Punta Ballena, costa de Corral, Valdivia, Región de Los Ríos. Foto: Jorge Herreros.





◀ *Campanario del monumento histórico iglesia Virgen del Carmen de Tacora y cementerio del pueblo, en el altiplano de Parinacota. Esta iglesia, al igual que la mayoría de su tipo en el altiplano, está construida con tierra, madera, paja brava y barro. Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.*

EL HOMBRE Y LA BIODIVERSIDAD

6.2 TRADICIONES CULTURALES Y BIODIVERSIDAD

Victoria Castro, Marcela Romo, Isabel Cartajena, María Teresa Planella, Leonor Adán Alfaro, Donald Jackson S., Mauricio Massone, Doina Munita Pavel, Rodrigo Mera Moreno, Marcelo Godoy Gallardo.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, múltiples reflexiones de antropólogos, biólogos, geógrafos culturales y filósofos han demostrado la imposibilidad de comprender el planeta y sus componentes bióticos y abióticos, si no es desde una mirada integradora. Es a partir de estos análisis que hoy, la perspectiva holística que hace uno del binomio naturaleza- cultura, nos permite comprender la unidad en la diversidad y el rol de los humanos y no humanos en términos de una filosofía más comprehensiva como visión de mundo.

Así entonces, podemos concebir que la diversidad biológica y diversidad cultural están íntimamente relacionadas y hacemos nuestros los planteamientos de Rozzi et al. (2003), que ocupa el concepto de "biocultural" para señalar esta integración. Los seres humanos participamos activamente en la estructura, procesos y composición de casi todos los ecosistemas del planeta. Por ejemplo, en la actividad agrícola los campesinos han modelado y modelan el contenido genético de las poblaciones y su expresión fenotípica. Asimismo, en la medida en que los agricultores desarrollan sistemas y técnicas, va fluctuando la

diversidad genética de los cultivos, por lo que la biodiversidad, está indisolublemente ligada a la heterogeneidad cultural. Si se pierde diversidad cultural, también se pierde y simplifica la diversidad biológica agrícola y muy posiblemente sea cierto también el proceso inverso (Soriano et al., 2000).

El concepto de diversidad pasa a adquirir un rol fundamental, al asociarse biodiversidad con diversidad socio-económica y cultural. Es así como este concepto pasa a tener tres perspectivas: 1.- La perspectiva ecológica donde la diversidad significa diversidad genética, de especies y de ecosistemas. 2.- La perspectiva socio-económica, donde la diversidad se refiere a los rasgos particulares de las organizaciones económicas individuales y sistemas sociales. 3.- La perspectiva cultural, donde las peculiaridades étnicas y los patrimonios culturales de las comunidades humanas pueden ser consideradas como las bases para obtener la equidad social (Romero, 2001).

Respecto a la relevancia de la biodiversidad para el desarrollo económico, de acuerdo a Vallega¹, existen dos asuntos claves. Su protección es crecientemente percibida como una condición

1 Citado en Romero, op. cit.

esencial para garantizar los recursos naturales para el desarrollo de las comunidades. Por otro lado, la conservación de las condiciones ecológicas locales ha sido asumida como una herramienta esencial para la sobrevivencia de las comunidades indígenas debido a que sus sistemas de vida y cultura han estado basados estrictamente en la existencia de nichos marcados por la diversidad biológica. Se ha planteado que la preservación de la diversidad cultural es tan importante en un mundo sustentable como la diversidad genética lo es en la biología (Muñoz, 1995).

Es así que esta visión holística que integra al ser humano con su entorno ya fue plasmada; por ejemplo, el año 1992 en el Programa 21 de la ONU, donde se consideró al suelo como recurso natural y señala que, "Conviene planear y ordenar todos sus usos en forma integral. La integración debería hacerse a dos niveles considerando, por un lado, todos los factores ambientales, sociales y económicos y por otro, todos los componentes del medio ambiente y los recursos conjuntamente. La consideración integral facilita opciones y compensaciones adecuadas llevando a su máximo nivel la productividad y la utilización sostenibles²".

De acuerdo a Montes (2001), los fundamentos de la forma actual de concebir el ordenamiento territorial, integran una serie de factores sociales, ambientales y económicos. Estos factores pueden articularse funcionalmente en razón de fines, medios y métodos, a saber: el desarrollo social y económico como principal fin debe ir unido a la distribución equitativa; la sostenibilidad ambiental es la principal condición a cumplir; y la participación ciudadana en la gestión es el método a utilizar.

El conocimiento de la profundidad temporal y de las formas de ocupación de los territorios y su interacción con la biodiversidad, permiten comprender mejor a las comunidades que hoy habitan estos espacios y otorgar un sentido identitario a las prácticas que en ellos se realizan. Por esto describiremos a continuación la información arqueológica e histórica sobre las distintas áreas geográficas, para luego pasar a la información sobre comunidades actuales que ocupan dichos zonas.

En esta contribución, hemos querido ofrecer un panorama de la relación de las poblaciones humanas con los recursos naturales, la relación entre humanos y no humanos en la dimensión pasado – presente y una ventana de reflexión hacia el futuro en términos de biodiversidad. Por razones de espacio, hemos escogido segmentos que representan el norte, el centro, el sur, el extremo sur, con algunos ejemplos del territorio insular de Rapa Nui. Estos territorios representan también, tierras altas, valles, el mar Pacífico y el territorio insular, en donde las condiciones climáticas no han sido siempre regulares en cuanto a los ciclos de humedad-aridez.

OCUPACIONES HUMANAS EN LAS TIERRAS ALTAS DEL NORTE DE CHILE

Características generales y ambientes

En términos generales, en el norte de Chile, las tierras altas corresponden al macizo andino compuesto en el sector oriental por el altiplano y un sector occidental o precordillera escindida por numerosas quebradas. En la región de Antofagasta, se encuentra antepuesta al cordón andino la cordillera de Domeyko, intercalándose entre ambas las cuencas intermontanas de considerable extensión como el Salar de Atacama. El área de estudio corresponde a un semi-desierto de altura con arbustos caducifolios de sequía, arbustos siempre verdes de hojas xerofíticas, gramíneas en champa y plantas de cojín, parte de la puna salada o desértica cuyas condiciones de temperatura y sequedad son mucho más drásticas que la puna norteña (Núñez, 1995; Núñez & Santoro, 1988). En esta región es posible observar, diversos pisos ecológicos dispuestos en una gradiente altitudinal con recursos diferentes y complementarios, los que fueron articulados desde temprano por los grupos humanos ya sea a través de movimientos estacionales, como parte de circuitos de movilidad caravanera o redes de intercambio persistentes hasta la actualidad (Núñez & Dillehay, 1995). En la segunda región, en particular en la cuenca del Salar de Atacama, entre los 2.300-2.380 m.s.n.m. se encuentra el borde oriental del Salar de Atacama, asociado a lagunas, extensas vegas de gran riqueza forrajera y vertientes de agua dulce. Si bien esta zona constituye una alternativa de forraje tanto para los camélidos domésticos como silvestres, también hay colonias de flamencos o parinas (Phoenicopteridae) que permiten la recolección de huevos y de plumas para fines alimenticios y rituales, además de densas colonias de cholulos (*Ctenomys sp.*). Un poco más arriba, entre los 2.300-2.750 m.s.n.m se encuentra el desagüe de los oasis piemontanos, asociados a arboledas de chañares (*Geoffrea decorticans*) y algarrobos (*Prosopis sp.*). A diferencia del piso anterior, en esta zona es posible desarrollar actividades agrícolas, especialmente el cultivo del maíz, a través de la implementación de sistemas de regadío. Este piso se encuentra conectado con las tierras altas por quebradas, que dan origen al piso de quebradas intermedias (2.750-3.800 m.s.n.m), las que se convierten en verdaderos pasadizos entre la alta puna y el salar (Figura 1). Estas se encuentran asociadas a una cobertura vegetal con arbustos, subarbustos, carófitas y es considerado por los pastores como un espacio óptimo después de las lluvias estivales; también es conocido como "campo" o "pastos de cerro" (Aldunate et al., 1981; Núñez, 1995), además, en los fondos de quebradas es posible encontrar vegas asociadas a arroyos. Sobre los 3.500 m.s.n.m se encuentra una cubierta esteparia de pastos duros y tolares y por sobre los 3.800 m.s.n.m. las gramíneas tienden a agruparse con las plantas en cojín (Villagrán & Castro, 2004). Esta zona es rica en recursos

2 Naciones Unidas, 1992.



Pukara de Caillama está ubicado a 3000 msnm, en la precordillera de la Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

faunísticos como camélidos silvestres (guanaco y vicuña), suri (ñandú) y aves acuáticas (taguas y guayatas entre otras) y constituye un espacio forrajero para los rebaños de camélidos domésticos (Núñez & Santoro, 1988).

Sin embargo, es necesario considerar que las condiciones ambientales que observamos en la actualidad no han sido siempre las mismas, lo que sin duda no sólo tuvo un impacto en la distribución de la flora y fauna, sino también en los grupos humanos que ocuparon estos espacios.



Figura 1: Toconce, Chacra y Tolar con cactáceas 3400 msnm. Foto: V. Castro.

Estudios sedimentológicos, mineralógicos, geológicos, paleontológicos, glaciares y arqueológicos realizados en la vertiente occidental de la puna de Atacama permitieron generar una secuencia paleoclimática para el área de estudio. Durante la transición del Pleistoceno Final al Holoceno Temprano (12.000-8.100 A. P.), se observa una fase húmeda que comienza alrededor de los 12.000 A. P. Los rangos de precipitación en la región altiplánica atacameña (22°S-24°S) alcanzan entre 400-500 mm anuales (el promedio anual actual no supera los 200 mm). Los niveles lacustres de los lagos altoandinos se encontraban entre 25 y 70 m más altos que los actuales y correspondían a lagos de agua dulce (Grosjean et al., 2001; Núñez et al., 1997; Núñez et al., 2002; Messerli et al., 2000, entre otros). Debido al incremento de las precipitaciones, tanto arbustos propios de elevaciones más altas como pastos de florecimiento estival, se expandieron a lo largo de laderas, que en la actualidad corresponden al borde del desierto absoluto (Betancourt et al., 2000). Los lagos comienzan a decrecer entre el 8.800 A.P. y el 8.100 A.P. (Geyh et al., 1999) y durante el Holoceno Medio (8.000-3.600 A.P.) se observa un período en promedio, más árido que el actual, cuya transición ocurrió en un intervalo breve y se encuentra caracterizada por una caída abrupta en los niveles lacustres; a diferencia del periodo anterior, la mayoría de los lagos eran de poca profundidad y de características hipersalinas (Núñez

et al., 1997; Grosjean et al., 1997). Finalmente, entre los 3.600 y 3.000 A.P., se observa un incremento de la humedad con la recuperación de los niveles lacustres hasta alcanzar las condiciones modernas.

LA OCUPACIÓN DE LOS ESPACIOS Y USO DE RECURSOS EN EL PASADO

Las primeras ocupaciones humanas en la zona norte, corresponden al Arcaico Temprano (11.000-8.000 A. P.), los sitios se emplazan principalmente en abrigos ubicados en las quebradas intermedias y campamentos abiertos, ya sea en las playas de los lagos altoandinos o del Salar de Atacama. La ubicación de los sitios en el piso de quebradas le permite a los grupos humanos articular a través de movimientos transhumantes los diversos recursos de subsistencia como así también el aprovisionamiento de materias primas. No obstante, las condiciones áridas del Holoceno Medio impactaron fuertemente en esta zona a las ocupaciones, las que son escasas y se circunscriben a algunas quebradas donde se concentran recursos de agua subterránea y superficial, forraje estable, canteras y pisos ecológicos complementarios. Con posterioridad, estas condiciones favorecieron el desarrollo de asentamientos estables y circunscritos durante el Arcaico Tardío (ca. 5000-3.800 A. P.) (Núñez et al. 2006a). Durante este período se observa el desarrollo de campamentos más sedentarios como el sitio Tulán-52 ubicado en la quebrada de Tulán (borde sureste del Salar de Atacama). Las materias primas más frecuentes corresponden a rocas locales aunque existe una importante presencia de otras de origen foráneo como la obsidiana, la que indica cierta movilidad hacia las tierras altas. Por otra parte, los restos malacológicos del Pacífico (*Oliva peruviana*, *Pecten purpuratus*) señalan la existencia de contactos hacia la costa (Núñez et al. 2006a). Durante este período la llama se domesticó en diversos lugares de los Andes, entre ellos en el área Circumpuneña, lo que sugiere diversos centros de domesticación independientes (Cartajena et al., 2007; Hesse, 1982, Mengoni & Yacobaccio, 2006).

Las sociedades cazadoras-recolectoras del Arcaico Tardío transitaron a sociedades de carácter más complejo durante el Formativo Temprano (ca. 3.200-2.400 A. P.) con una economía de carácter pastoralista, no obstante, aún con un fuerte énfasis en la caza. Este cambio se encuentra marcado por una disminución de la movilidad residencial, una mayor aglomeración poblacional, la producción de bienes excedentarios, redes de interacción macroespacial y una creciente complejidad ritual entre otros aspectos, lo que marcará los inicios de la tradición pastoralista atacameña (Núñez et al., 2006a). Durante este periodo se observa la construcción de un complejo templete (Tulán-54) (Figura 2) que denota el surgimiento de la arquitectura monumental con un fuerte carácter ritual junto con la aparición de grandes paneles de arte rupestre asociados a representaciones figurativas de camélidos (Núñez et al., 2006b) (Figura 3).



Figura 2. Templete semisubterráneo en sitio Tulán 54, Salar de Atacama. I. Cartajena.

Entre los 2.400 A. P. y los 1900 A. P. (400 A. C.-900 D. C.) se produce la conquista de los oasis precordilleranos, lo que incide fuertemente en cambios en la ocupación del espacio; se caracteriza por la aparición de aldeas en las cabeceras de los oasis piemontanos de San Pedro de Atacama. En la zona



Figura 3: Estilo Taira- Tulán. Panel Quebrada de Tulán. L. Núñez

de quebradas intermedias se observan labores ganaderas relacionadas con la tenencia de rebaños de llamas junto con la aparición de grandes conjuntos de recintos aglomerados y una intensificación en la recolección de algarrobos y chañares (Núñez, 1995). Entre los 100 DC y los 900 DC la vida aldeana se consolida en torno a los oasis, asociada a grandes asentamientos, un intenso poblamiento de los oasis de San Pedro de Atacama aparejados con el surgimiento de grandes cementerios. A través de extensos sistemas de riego se cultivan el maíz, zapallo, calabaza y ají entre otros. Durante este período se observan contactos con la cultura Tiwanaku (Figura 4), localizada en el altiplano boliviano y los oasis de San Pedro de Atacama se convierten en centros nodales de una extensa red caravanera a través de la de la cual se da un intenso tráfico de bienes a nivel macroregional. (Núñez, 2007).

A partir del 800 D. C. y una vez que se diluye la influencia de Tiwanaku, se desarrolla el Señorío Atacameño, sustentado en una economía agropecuaria con un incremento de las labores agrarias. Esto impacta también los oasis piemontanos ubicados hacia el sur del Salar de Atacama como el oasis de Tilomonte, donde se recuperaron restos de cultivos (maíz y calabaza) e instrumentos de uso agrícola (palas líticas) (Núñez, 1995). Hacia el 1450 D. C. se impone la cultura incaica con la incorporación del área al Tawantinsuyu. Este se habría dado principalmente



Figura 4. Objetos de estilo Tiwanaku en San Pedro de Atacama. Vaso Kero. Foto: Fernando Maldonado Roi.

a través de vínculos políticos, estableciéndose alianzas con las autoridades atacameñas con influencia en la cerámica, la religión, arquitectura propiamente y la reocupación de caminos que unían los oasis piemontanos incorporándose a una extensa red vial (Qhapaq Ñan) (Berenguer et al., 2005; Castro et al., 2004). (Figura 5). Después de la conquista española la población fue pacificada durante el siglo XVI, comenzando una adaptación a las nuevas condiciones políticas y económicas, incluyendo el manejo de nuevas especies animales y vegetales introducidas por los europeos (Núñez, 2007).



Figura 5. Pukara de Turi y segmento del Qhapaq Ñan 3000msnm. Provincia El Loa. Foto: Fernando Maldonado Roi.

Los restos arqueofaunísticos y arqueobotánicos recuperados en los sitios estudiados, dan cuenta de la utilización de una amplia variedad de taxones, tanto silvestres como domésticos. En el caso de los restos faunísticos, se observa una gran diversidad taxonómica la que va disminuyendo con el paso del tiempo. El registro se compone mayoritariamente de guanacos (*Lama guanicoe*), vicuñas (*Vicugna vicugna*), y la llama (*Lama glama*). Junto a ellos se registra abundante fauna menor, recursos que pueden ser considerados complementarios; sin embargo, es necesario considerar que pudieron tener otros usos ya sea como materias primas o bien ritual. Entre ellos se encuentran roedores como vizcachas (*Lagidium viscacia*), chinchillas (*Chinchilla lanigera*), cholulos (*Ctenomys sp.*), ratón chinchilla o amo (*Abrocoma cinerea*), además de zorros (*Lycalopex griseus*). También aves como suri o ñandú (*Rhea pennata tarapacensis*) y parinas o flamencos (*Phoenicoparrus andinus* y *Phoenicopterus chilensis*), de las cuales también se han recuperado cáscaras de huevos. Plumas y huevos altamente preciados son hasta el día de hoy en términos nutricionales y rituales. Se registran también tortolitas de la puna (*Metriopelia aymara*), kiula o perdiz de la puna (*Tinamotis pentlandii*), aves acuáticas como las taguas (*Fulica cornuta* y *gigantea*) y piuquén o guayata (*Chloephaga melanoptera*) (Cartajena et al., 2003; Labarca, 2005). Sólo en un yacimiento ubicado en la serranía de Tuina se registraron algunos restos de taruca (*Hippocamelus antisensis*), ahora inexistente en el área de estudio, pero que debido a las condiciones más húmedas y favorables durante el Holoceno Temprano habría alcanzado una mayor distribución (Cartajena, 2003). En cuanto a los vegetales

recuperados, especialmente en yacimientos ubicados en el sur del Salar de Atacama, se han registrado a lo largo de las ocupaciones humanas mayoritariamente recursos silvestres, asociados a la construcción, combustible, forraje, para el consumo ya sea como de vainas o frutos o bien en forma de harinas y brebajes, como también para el uso medicinal y para la tinción entre otros. Entre ellos se encuentran rica rica (*Acantholippia riojana*), cachiyuyo (*Atriplex sp.*), *Baccharis juncea*, cortaderia (*Cortaderia atacamensis*), pingo pingo (*Ephedra sp.*), ucho o paja brava (*Festuca sp.*), junco (*Juncus sp.*), kume (*Opuntia sp.*), chañar (*Geoffrea decorticans*), algarrobo (*Prosopis sp.*), tokara (*Krameria lappacea*), pastos (*Poaceae* y *Stipa sp.*), unquillo (*Scirpus sp.*), *Schoenoplectus americanus*, brea (*Tessaria absinthioides*) y cardón (*Trichoceurus sp.*). Los recursos cultivados son más escasos y si bien están presentes tempranamente, la presencia de cultivos se asocia a ocupaciones más tardías. Entre estos se registran ají (*Capsicum sp.*), quinoa (*Chenopodium quinoa*), zapallo (*Cucurbita sp.*), calabaza (*Lagenaria sp.*), oca (*Oxalis tuberosum*) y maíz (*Zea mays*) (Núñez et al., 2009).

OCUPACIONES EN LAS TIERRAS ALTAS DE CHILE CENTRAL (MAIPO Y ACONCAGUA)

Características generales y ambientes

Por su parte, el macizo andino en la región central está compuesto por tres alineamientos de cordilleras en sentido norte-sur desde las primeras estribaciones cercanas al valle central hasta el límite de la divisoria de aguas, con las montañas y volcanes de mayor altura (Tupungato, San José y Maipo). Los principales ríos, Maipo y Cachapoal, y sus afluentes trascurren por valles glaciares sobre fallas tectónicas y originan la formación de terrazas fluviales. Lagunas de origen glaciar, como Laguna Negra en el Maipo y Laguna El Yeso en el Cachapoal, son de considerable tamaño; lagunas menores y vegas son frecuentes en el espacio altoandino y debido a los recursos de subsistencia que ofrecen, han sido hitos atractivos para la presencia humana y de fauna en dichos parajes (Cornejo, 2004). La gran altitud que alcanza la cordillera de Los Andes determina la alta incidencia de precipitaciones nivosas que año a año se registran sobre los 1.800 m especialmente entre los meses de abril a septiembre. Esta condición restringe y dificulta el acceder y habitar la cordillera, y utilizar los pasos o portezuelos hacia y desde la vertiente oriental marcando una dinámica estacional social, cultural y económica, que se remonta a miles de años y que continúa en la actualidad (Figura 6).

En la zona central, estudios realizados en cuencas lacustres del valle central, derivados del análisis palinológico, sedimentológico, geoquímico, mineralógico, y de dataciones ha permitido también establecer una secuencia paleoclimática. Con anterioridad a los 10.000 A. P. se registraron condiciones más frías y húmedas. Posteriormente se observa un rápido incremento de la aridez y un decrecimiento de los niveles lacustres (Tagua Tagua), junto a la desaparición de los taxones de *Podocarpus* y *Nothofagus sp.*, mientras que los arbustos y hierbas aumentaron considerablemente (Heusser, 1983 y 1990; Villagrán &



Figura 6. Cerro Aconcagua, región de Chile central. 6968 msnm.

Varela, 1990). Entre los 7.500 y 5.700 cal. A. P. se observa una fase de aridez severa, sin embargo, a partir de los 5.700 cal. A. P. se observa un aumento paulatino de la humedad, como lo denota la formación de la laguna de Aculeo. En torno a los 3.200 cal. A. P. se habrían establecido las condiciones actuales asociadas a un incremento de la pluviosidad (Jenny et al., 2002; Latorre, 2008).

OCUPACIÓN DE LOS ESPACIOS CORDILLERANOS Y USO DE RECURSOS, EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA ANDINA DEL RÍO MAIPO

El registro arqueológico indica que desde hace al menos 11.000 años el hombre ha ocupado la región montañosa de Chile Central. Durante todo este tiempo grupos humanos con distintas tradiciones culturales se han asentado en la cordillera, con diversos patrones de asentamiento derivados también de intereses diferentes. Cada uno de los grupos humanos que han usado la cordillera lo han hecho bajo su propia concepción, guiadas por pautas específicas enraizadas en la vida cotidiana de cada grupo, por lo que no existe una única percepción y una única estrategia de ocuparla.

Los primeros cazadores recolectores se desplazaban y proyectaban sus actividades en territorios cordilleranos incursionados hacia sitios intermontanos. Ocuparon aleros rocosos primeramente a modo de campamentos multifuncionales (Arcaico I), donde el patrón de asentamiento se circunscribe al sitio y su espacio inmediato. No obstante a partir de los 9000 AP se observa una mayor vinculación con otros territorios tanto en la localidad como fuera de ella y los sitios comienzan a orientarse a tareas específicas (Arcaico II y III). La caza de guanacos (*Lama guanicoe*), el desbaste y formatización de materias primas líticas, como la obsidiana y sílice, y la recolección de productos de la flora nativa, constituían el contexto habitual de actividades que sugieren las evidencias arqueológicas. A partir de aproximadamente 2.500 años A.C. (Arcaico IV) en la cordillera del Maipo se visualizan cambios importantes con una expansión y distribución notoria en el uso del espacio, ocupando pisos ecológicos incluso por sobre los 2.500 m de altitud, con carácter de campamentos esporádicos o de paso (Cornejo, 2004; Cornejo et al., 1998). Junto a



Artesanías construidas con enredadera conocida como boqui, de la selva valdiviana, Región de Los Ríos. Foto: Jorge Herreros.

estas evidencias, los estudios arqueobotánicos confirman que la ocupación de estos ámbitos por parte de grupos cazadores recolectores tardíos se efectuaba en las estaciones de primavera-verano, luego del derretimiento de las nieves. Entre los restos botánicos carbonizados incluidos en los fogones se ha encontrado quinoa (*Chenopodium quinoa* Wild.) fechada en 3.250–2.980 años cal. a.P. (Planella et al. 2005). Durante este período los cazadores recolectores se asentaron en forma estacional y transitoria en aleros rocosos y campamentos abiertos (Cornejo & Simonetti, 1992).

Durante el período Alfarero Temprano (400 A.C. a 900 D.C.) grupos portadores de cerámica y horticultores a pequeña escala, accedieron a sitios en terrazas fluviales bajo los 1.500 m de altitud. No obstante, algunos grupos mantienen el modo de vida cazador recolector (Cornejo & Sanhueza, 2003). En los primeros se recuperan restos óseos de guanaco, y además cultígenos como quinoa (*Chenopodium quinoa*), en ocasiones maíz (*Zea mays*) y presentan una vinculación cultural clara con los grupos alfareros Bato y Lolloo del valle central ya que estos grupos también ocupan los espacios cordilleranos, convirtiéndose en un lugar de convergencia de diversas tradiciones culturales. Se advierte una nueva forma de ocupar el espacio, las poblaciones son de mayor tamaño y se asientan en la parte baja de las quebradas donde es mejor para las prácticas agrícolas. Luego del 900 D.C. las terrazas más amplias

de esta misma franja altitudinal son ocupadas por grupos de la Cultura Aconcagua hasta la llegada de los inkas. Algunas de las instalaciones corresponden a caseríos que alcanzan una gran extensión (Cornejo, 2004). En estos grupos, la horticultura es relativamente a mayor escala que en el período anterior, tal como sucede en los asentamientos Aconcagua del valle central. Estos antecedentes arqueológicos constituyen un importante registro de la movilidad valle cordillera durante los distintos períodos culturales que se reconocen en la región.

En la época agroalfarera tardía, hace unos 600 a 500 años atrás se incorpora Chile Central al Tawantinsuyu. Los restos de sus asentamientos se mezclaron con los del periodo anterior, si bien siguen siendo los mismos, se agregan elementos culturales provenientes de la tradición incaica. Se observa la incorporación de algunos conceptos nuevos sobre el uso de la cordillera, como lo son los adoratorios de altura como el Santuario del Cerro El Plomo y Peladero, el establecimiento Laguna del Indio, y dos tramos del camino inka, el sitio Puente de Tierra y cementerios con ofrendas y alfarería inka en San José de Maipo, El Manzano, El Canelo y Las Vertientes (Cornejo et al., 2006, Cornejo 2008). Estos hitos cordilleranos de presencia inka estarían señalando, conjuntamente con los vestigios que paralelamente se han descubierto en el valle central a similar latitud, un límite efectivo y simbólico en la expansión del Tawantinsuyu hacia el sur, alrededor del 1440–1480 D. C.

En 1954 fueron encontrados a 5400 m de altura, los vestigios de un adoratorio de altura y enterratorio cerca de la cumbre del cerro El Plomo frente a la ciudad de Santiago. El cuerpo se conservó perfectamente, momificado por el hielo que permanece en las cumbres cordilleranas, corresponde a un niño de sexo masculino, de 8 a 9 años de edad, denominado como la momia del cerro El Plomo (Figura 7). Su presencia ha sido considerada como un sacrificio humano, *capacocha*, un ritual efectuado por los Inkas durante su dominio en las provincias centrales de Chile, tal como lo fue en otras conquistadas de más al norte (Mostny, 1957). El niño estaba ataviado con hermosas prendas de lana de llama, vicuña y alpaca (uncu, yacolla), pintura facial en colores rojo y amarillo, peinado de más de 200 trencitas ceñidas con un *llautu* confeccionado en pelo humano retorcido, un tocado con un penacho de plumas de cóndor, adorno y brazaletes de plata. Sus pies cubiertos con mocasines (*hisscu*) de cuero de camélido. Tres distintos tipos de bolsas con contenidos diferentes, y estatuillas representando camélidos en aleaciones de oro y plata, otra confeccionada en concha de *Spondylus* sp., una figura femenina en plata laminada con manta de lana y adornos en plata y tocado de plumas (Cabeza, 1986). En la región central de Chile, ruinas correspondientes a otro santuario de altura y cerámica inca cuzqueña han sido consignadas en el Cerro Peladeros, cerca de la localidad de San Gabriel, en el cajón del río Maipo, a 3.910 m de altura (Cabeza, 1986; Ibacache & Cantarutti, 2003) conformando junto con El Plomo y Cerro Aconcagua, manifestaciones meridionales de un destacado sistema que comprende y vincula numerosos santuarios de altura reconocidos arqueológicamente en los Andes (Cabeza, 1986).



Figura 7. Niño del Adoratorio Inka del Cerro El Plomo. Foto: F. Maldonado.

Las ocupaciones humanas tempranas en la cordillera son contemporáneas con las de Tagua Tagua en el valle central,

sitio asociado a un ambiente lagunar relictivo donde los grupos cazaron megafauna. No obstante, para los grupos cazadores recolectores cordilleranos no se registran restos de fauna extinta sino que el guanaco (*Lama guanicoe*) fue el recurso principal (Cornejo et al., 1998; Cornejo & Saavedra, 2003). Además, los roedores constituyeron un complemento importante para la dieta como lo denota el registro arqueofaunístico, los que fueron seleccionados en base al tamaño corporal y facilidad de detección. Fuentes etnohistóricas mencionan el consumo de degu (*Octodon degus*) y sus técnicas de caza en Chile Central (Ovalle 1646 en Simonetti & Cornejo, 1991) a través de la inundación de galerías y capturándolos cuando escapan del agua.

Lo mismo en otras regiones cordilleranas, que también presentan ocupaciones tempranas como Caverna Piuquenes, cerca de la ribera del río Blanco (Cuenca del Aconcagua),

Los antecedentes más tempranos de ocupaciones humanas que se han investigado en la cuenca superior del Aconcagua corresponden a fechas de 11.670-9.440 Cal. AP hasta 7.170-6.730 Cal. AP en Caverna Piuquenes, a 2.000 msnm, cuya secuencia de estratos de ocupación en reiterados períodos de tiempo han quedado representados en 8 a 10 metros de altura en las paredes de la caverna (Blanco et al., 2012). Se observa un patrón similar, donde predominan los restos de camélidos y de fauna menor, representada principalmente a través de diversos taxones de roedores (*Lagidium viscacia*, *Akodon* sp., *Phyllotis* sp., *Liolaemus* sp., *Abrocoma benetti*, *Octodon degus* y *Spallacopus cyanus*). En cuanto a lo vegetales registrados, la mayoría de las taxas vegetales son comestibles; cactáceas ya sea a través de sus frutos comestibles, especialmente en primavera y sabia jugosa para bebida y el quilo o voqui negro. De igual forma, la presencia de Cyperaceas, cortaderas, toto-ras y coirones debieron haber sido utilizados como materias primas para confeccionar utensilios; algunas presentan semillas comestibles. Los restos arqueobotánicos evidencian la explotación de sistemas vegetales arbóreos ubicados a los 2200 m.s.n.m. y a los 2.000 m.s.n.m, matorral espinoso, matorral bajo, las vegas y ribera de río (Belmar et al., 2005).

Puntas de proyectil pedunculadas, denticuladas, de bordes aserrados y otros instrumentos formatizados como raspadores, conforman parte del utillaje utilizado en sus actividades cotidianas. Los arqueólogos han discriminado cuatro componentes en los conjuntos líticos, adscritos a los diferentes momentos en que fue ocupada la caverna (Blanco et al., 2012).

La presencia de grupos con alfarería y conocimientos de horticultura, luego de un largo tiempo hacia el 300 a.C.-500 d.C. hasta el 1000 d.C., se evidencia también en sitios de la cuenca superior del río Aconcagua. Es el Período Alfarero Temprano, en que las comunidades que habitan en el valle ocupan ocasional o estacionalmente sitios en las "tierras altas" (Pavlovic 2007) dadas las condiciones positivas de habitabilidad y de obtención de recursos que éstas ofrecen. Algunos de estos sitios son "Los Patos 6" en la zona de nacientes del río Putaendo y "Quebrada Honda 6" en Campos de Ahumada (Pavlovic et al.,

2003; Pavlovic et al., 2004). Luego del 1.000 d.C. encontramos evidencias de la cultura Aconcagua en esta área (Pavlovic, 2007; Pavlovic et al., 2006; Pavlovic et al., 2008). Es el Período Intermedio Tardío (1.000 d.C a 1.400 d.C.) en que las prácticas mortuorias, la elaboración y el estilo de la cerámica señalan importantes diferencias con los grupos del Alfarero Temprano, como son los cementerios de túmulos y la figura del "trinacrio" en la decoración pintada de los tiestos cerámicos (Sánchez & Massone, 1995; Pavlovic et al., 2003). La llegada de contingentes Inka aproximadamente en 1430 d.C., incorpora en forma paulatina las cuencas de los ríos Aconcagua y más adelante Mapocho, Maipo y Cachapoal al Tawantinsuyu, estableciendo tambos, instalaciones, hitos simbólicos, pucaras y kollcas donde almacenar productos a una escala mayor. La alfarería es variada y sus formas más conocidas son los platos o chuas, los aríbalos o makas ollas con pedestal, escudillas, y motivos que en muchos casos testimonian una elaboración por parte de grupos diaguitas del norte semiárido. El trazado longitudinal del camino del Inca o *Qhapaq Ñan* se extiende por estos territorios y el hallazgo del Santuario de Altura del Cerro Aconcagua, nos aproxima a la realización de un importante ritual en el área: la qapaqocha. Este constituía un ceremonial que finalizaba en las altas cumbres donde se ofrecía un sacrificio humano, durante el solsticio de verano u otras ocasiones con motivo de sequías, u otros intereses relacionados a la incursión en territorios del Collasuyu (Pavlovic et al., 2003).

Otra de las expresiones culturales que nos muestra la cuenca superior del río Aconcagua es el arte rupestre. Existen innumerables bloques rocosos con grabados de motivos geométricos, círculos concéntricos, representaciones de la figura humana, y muchos otros motivos. Algunos de estos estilos han sido asociados al Período Intermedio Tardío y otros a la ocupación Inka (Para mayor información consultar Pavlovic et al., 2003).

Vemos que este sector de la cordillera andina ha tenido un largo tiempo de ocupaciones humanas en distintos períodos y por distintos grupos culturales. No ha sido al azar que el entorno del río Aconcagua, con sus fértiles valles irrigados y su población conocedora de prácticas de cultivo y manejo de animales, haya sido el lugar propicio para establecer la avanzada de descubrimiento y conquista realizada por Diego de Almagro en territorio de Chile central.

En el presente, Arrieros y comunidades ganaderas son parte del paisaje cultural de este sector de la Cordillera de los Andes con sus actividades de crianza de cabras o "majadas" y el pastoreo estacional en las vegas cordilleranas o "veranadas". Las actividades mineras tienen larga data en la región de Aconcagua, con un importante flujo de movilidad humana de pirquineros y de grandes empresas con sus faenas extractivas. Tanto en el pastoreo como en el quehacer minero abundan las creencias y leyendas que ponen una dosis de misterio, tragedia, temor y mecanismos de resguardo en la vida cotidiana (Razeto 2007). El paso cordillerano hacia y desde Argentina, hoy Paso Los Libertadores y túnel Cristo Redentor,

ha sido testigo de milenarios desplazamientos humanos en busca de contactos, intercambio de productos, seguimiento de animales de caza y otros recursos. Su importancia en época histórica temprana (siglo XVI) es reconocida por los estamentos jurisdiccionales gubernamentales y religiosos y por la traída de poblaciones Huarpe a trabajar en Chile en obrajes y estancias (Planella, 1988). En la actualidad, es un destacado hito de integración económico y cultural innegable entre Chile y Argentina.

OCUPACIONES HUMANAS, PAISAJES Y BIODIVERSIDAD EN LA CORDILLERA DEL SUR DE CHILE: UNA VISIÓN ARQUEOLÓGICA DEL TERRITORIO COMPRENDIDO ENTRE LOS VOLCANES LONQUIMAY Y LANIN

Los estudios arqueológicos que se han efectuado durante los últimos años en las zonas cordilleranas y precordilleranas lacustres de las regiones de La Araucanía y Los Ríos han permitido configurar paulatinamente una historia de la ocupación humana de estos territorios y su relación con el paisaje durante el período holocénico. En esta región, se reconoce desde tempranos momentos del siglo XVI un modo de vida particular de las poblaciones pehuenches, también denominados como *cordilleranos* o *serranos* en la documentación hispana de la época (Vivar, 1979; Mariño, 1865; Olaverria, 1852).

Estudios de las sociedades contemporáneas que habitan los territorios cordilleranos, particularmente aquellas del alto Bio Bio y cercanas a las lagunas Icalma y Galletué, han destacado el estrecho vínculo de su modo de vida y cultura con el pehuén o *Araucaria araucana* (Bengoa, 1992; Bragg et al., 1986; Villagrán, 1998; González & Valenzuela, 1979). La comunidad de Quinquén inició a fines de la década de los 80 una ardua defensa de sus derechos territoriales que ha permitido la conservación comunitaria de sus *Lobpewen* acusando la estrecha y profunda relación con sus recursos florísticos (Bengoa op. cit.; Catalán, 2012).

La escasez de trabajos arqueológicos en la zona cordillerana y cierta ideología agrícola que subestima las tierras de "bajo potencial", ha propiciado una mirada histórica y ciertamente arqueológica, que ha enfatizado una perspectiva macroespacial y destacado las regularidades por sobre las particularidades del a la postre, amplio territorio, pehuenche y huilliche cordillerano. En esta sección nos enfocamos en la comprensión de la diversidad cultural centrándonos en dos subáreas que denominamos el eje volcánico Lonquimay-Llaima al norte y el eje Villarrica-Lamín más al sur.

Los ejes Lonquimay-Llaima y Villarrica-Lanín: características y formaciones vegetacionales

Ambas unidades definidas operacionalmente, cubren una extensión de 9.194 km², formando parte en términos fisiográficos, de la región glacio-volcánica del centro-sur de Chile y son parte del área de extensión del llamado bosque templado (Armesto et al., 1996). Actualmente, la unidad septentrional

(Lonquimay-Llaima) se caracteriza en términos vegetacionales, por el *Bosque caducifolio alto-andino con araucaria*, representado por la asociación de bosque de araucaria (*Araucaria araucana*) y lenga (*Nothofagus pumilio*), que se distribuye por las laderas altas y cumbres de los macizos cordilleranos, asociado a los sustratos de origen volcánico (Cfr. Donoso 1993: 84).

El eje Villarrica-Lanín se caracteriza por la presencia de los lagos Calafquén, Villarrica, Colico y Caburgua. La vegetación de este eje meridional se caracteriza por una formación de bosque templado que ofrece una mayor biodiversidad, con posibles diferencias de fauna asociada y mejores potencialidades para la selección de materiales del bosque. Se caracteriza por la presencia de Bosque Caducifolio mixto de la cordillera de Los Andes: dado por la asociación de bosque de raulí (*Nothofagus alpina*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) y del Bosque Laurifolio de Los Lagos, el que se da especialmente asociado al ámbito de lagos de piedemonte de origen glaciar y en donde domina el ulmo (*Eucryphia cordifolia*), la tepa (*Laurelia philippiana*) y el tineo (*Weinmannia trichosperma*).

La dinámica volcánica, su relación con el paisaje y la ocupación humana

La dinámica volcánica ha constituido un aspecto fundamental en la evolución del paisaje y la ocupación humana del territorio cordillerano. Estos volcanes andinos deben ser entendidos como un sistema que permite ordenar el paisaje cultural, tanto en tiempos pasados como en la actualidad. La relevancia de estos hitos geográficos se hace evidente en los sistemas ideacionales de las poblaciones mapuche y pewenche. Desde el siglo XVII, tenemos referencias históricas que nos permiten conocer las estrechas relaciones entre estos cerros singulares y el Pillan (Cfr. Rosales 1989, Bacigalupo 1995-96), como también la valoración de ciertas piedras de origen volcánico para la elaboración de instrumentos vinculados a ritos y expresiones de poder (Boccará, 2007; Casamiquela, 1972-73). En otro nivel esta valoración se asocia con la ordenación espacial y cosmogónica de las poblaciones mapuche que reconocen en la cordillera o en el Este como "región matriz de la presente concepción espacial" (Grebe et al., 1972: 51).

La presencia de los volcanes en este contexto actúa como un elemento configurador del paisaje habitado en que a la par de los recursos y beneficios, causaba igualmente estragos y afectaba seriamente la vida de los sistemas sociales. El caso del Sollipulli nos permite reflejar esta situación, ya que si bien por una parte favoreció a las antiguas poblaciones con los valiosos domos de vidrio silíceo (Stern et al., 2008), se ha verificado la ocurrencia de dos grandes erupciones durante los últimos 3.000 años. Una fechada en 2.900 AP, asociada al cráter Alpehue, de tipo pliniana, cuyos depósitos cubrieron 5.100 km² (Suárez & Emparán, 1997); la otra fechada en 720 AP, asociada al cono parásito Chufquén (Naranjo et al., 1993), ambos eventos cataclísmicos, son comparables a la erupción del Hudson del año 1991.

Cuerpos y cursos de agua y sus diferencias biogeográficas

El papel de las cuencas fluviales en la organización de los sistemas de asentamiento humano fue fundamental. Algunos autores han sugerido que el término lebo que designa a una unidad básica y constituyente del sistema social y territorial mapuche derivaría de leufu, voz que designa a los ríos (Boccará, 2007).

Un análisis desde la perspectiva de las potencialidades que ofrecen los cuerpos y cursos de agua para la movilidad y la circulación advierte significativas diferencias biogeográficas. El eje septentrional se encuentra definido por la gran cuenca del río Bío Bío, de orientación general N-S ó NW-SE y con origen en lagos menores o lagunas, como Icalma y Galletué, ubicadas sobre los 1.100 msnm. Su emplazamiento a mayor altitud implica escurrimientos rápidos, al menos en su cuenca superior, derivados de mayor pendiente; el alto Bío Bío se encajona en la precordillera y, por su velocidad, la navegación en el río sólo resulta posible a partir de su curso medio. El eje meridional, en cambio, estaría definido por las cuencas superiores del Imperial, el Toltén y el Valdivia. En esta sección cordillerana se da inicio a la llamada área de "Lagos Araucanos" (Thomassen, 1963), un conjunto de cuencas lacustres de origen glaciar de considerable extensión localizada en la interfase del macizo andino y la depresión intermedia en altitudes que no superan los 500 msnm. La cuenca del río Valdivia, en particular, ofrece una conectividad fluvio-lacustre excepcional.

Pasos, rutas y movilidad trasandina

Los trabajos arqueológicos en las zonas cordilleranas han permitido observar que los pasos a través de terrenos montañosos han sido vitales como rutas de contacto, dado que en las latitudes trabajadas, los Andes no se comportan como una frontera infranqueable sino más bien como una unidad geomorfológica inserta en un territorio integrado culturalmente (Cfr. Hajduk 2011, Belleli et al., 2008; Silveira et al., 2010). La alta frecuencia de pasos transcordilleranos, la baja altitud que alcanza el macizo cordillerano y las referencias etnográficas recogidas hasta el día de hoy, sugieren un movimiento permanente de los grupos culturales durante milenios. Los pasos y rutas trasandinas presentes en el área corresponden de sur a norte a: Carirriñe (1.223 msnm), Mamuil Malal (1.253 msnm), Tromen (1.316 msnm), Rilul (1.201 msnm), Malaco (1.525 msnm), Coloco (1.417 msnm), Reigolil-Pilhue (1.183 msnm), Moquehue (1.444 msnm) e Icalma (1.300 msnm).

Antiguas ocupaciones de los ámbitos cordilleranos, singularidades espaciales en las dinámicas del asentamiento humano

El área comprendida en ambos ejes fue objeto de una prospección arqueológica sistemática (Munita et al., 2010; Munita y Farías, 2010). Para ambos sectores se ha registrado cerca de 200 sitios arqueológicos, distribuidos en la zona de Lonquimay-Llaima en



Canastos de mimbre, tradicionales de la zona central de Chile. Foto: Jorge Herreros.

22 subcuencas y 11 en el caso de Villarrica Lanín³. La cantidad de sitios por km² expresa una densidad levemente mayor en el caso del territorio meridional vinculado al Villarrica y el Lanín, de 4,4 recursos arqueológicos/km², mientras que en la región más al norte esta densidad es de 3,6 recursos. En cuanto a la localización de los recursos arqueológicos, una variable indicativa de las diferencias entre las sub-áreas de estudio *Lonquimay-Llaima* y *Villarrica-Lanín*, corresponde a la altitud. En su definición, el eje norte se encuentra a mayor altitud que el eje sur, situación que también se traduce en el emplazamiento de los sitios arqueológicos registrados, que en *Lonquimay-Llaima* se distribuyen entre los 351 y los 1.600 msnm, mientras que en *Villarrica-Lanín* se ubican entre los 151 y 1.450 msnm. La mayor concentración en el norte ocurre entre los 1.051 y 1.200 msnm, mientras que en el eje sur se presenta una mayor concentración entre los 201 y 450 msnm, asociada a los sistemas lacustres y quebradas contiguas.

Respecto de los tipos de sitios registrados se observa que en ambos casos dominan los sitios habitacionales con un 60% del registro en cada caso; hasta ahora los sitios defensivos, correspondientes a fortines o fuertes han sido registrados sólo en el eje meridional. Por su parte, la existencia de un área definida como coto de caza en el eje *Lonquimay-Llaima* y la ausencia de este tipo de sitio en *Villarrica-Lanín*, se encuentra relacionada directamente con las diferencias ambientales registradas entre ambos ejes. En cuanto a los sitios con arte rupestre, se reconoce la existencia de este tipo de yacimiento en ambos sectores.

Otro indicador de las diferencias existentes entre ambas sub-áreas de estudio con relación a los tipos de sitios registrados, corresponde a la presencia de talleres líticos. Si bien esta tipología ha sido reconocida en ambos ejes, en el septentrional destaca una mayor cantidad de talleres líticos que solo responden a tal categoría, sin encontrarse inmersos en contextos habitacionales, como sí ocurre con buena parte de los talleres del eje sur. Respecto del material lítico, en *Villarrica-Lanín*, del total de recursos arqueológicos, el 19,75% de ellos (n = 32) presenta obsidiana como una de las materias primas líticas registradas superficialmente o en sus depósitos. Los mayores porcentajes de presencia de obsidiana, se registran en aquellas sub-cuencas más cercanas al macizo de los Andes y el límite norte del eje. Por su parte en *Lonquimay-Llaima* del total de recursos arqueológicos el 45,71% de ellos (n = 32), presentó obsidiana en forma superficial, observando una concentración de porcentajes mayores en aquellas subcuencas más cercanas a los sectores altos. La simple observación de estos porcentajes en ambos ejes, nos demuestra una mayor presencia de obsidiana hacia los Nevados del Sollipulli, volcán en que fue identificada una fuente primaria de esta materia prima (Stern et al., 2008). El volcán Sollipulli, ubicado entre los volcanes Villarrica y Llaima, se convertiría por tanto, en un elemento articulador de ambas sub-áreas de estudio en cuanto al

aprovisionamiento de materias primas líticas, movilidad y patrones de organización espacial.

El emplazamiento de los recursos arqueológicos también constituye una variable a comparar entre los dos ejes propuestos. Mientras en *Lonquimay-Llaima* los lugares de emplazamiento se concentran en las terrazas fluviales (sobre un 50%) y en menor medida en las laderas (sobre 20%), en *Villarrica-Lanín* la distribución de emplazamientos se observa más diversa. En el eje meridional sobre un 30% de los recursos se emplazan en las terrazas lacustres en desmedro de las terrazas fluviales, tan relevantes en el eje septentrional. Por su parte la elección de relieves como laderas, lomajes y piedemontes, se observa como frecuencias similares en ambos ejes.

Historia ocupacional de los paisajes cordilleranos y precordilleranos lacustres

El estado de los estudios regionales a la fecha ha documentado un período Arcaico, entre los 10.000 y 2.000 AP, definido por ocupaciones de cazadores recolectores que habitan y exploran territorios, desarrollando tecnologías y modos de vida singulares.

En la zona precordillerana lacustre las evidencias más tempranas se conocen en el sitio Marifilo-1 al norte de lago Calafquén. Este asentamiento corresponde a un gran alero o reparo rocoso cercano a otros asentamientos de este tipo como Loncoñanco-2 y 3 (Mera & García, 2004). Los 10.000 años de historia ocupacional que el sitio documenta dan cuenta de la interacción de las comunidades humanas con los diversos eventos volcánicos, tanto del volcán Villarrica, como del Mocho-Choshuenco, en efecto la primera ocupación del sitio se observa sobre el gran cataclismo que significó la destrucción del cono del volcán, para configurar su panorama actual, hace unos 10.000 años atrás (Petit-Brehuil & Lobato, 1994; Moreno & Lara, 2007). El registro botánico del sitio da cuenta de una menor diversidad de especies en el holoceno temprano, que se correspondería con ocupaciones más breves y por grupos más pequeños, como también a la disponibilidad de recursos florísticos en el ambiente. En los fogones se recuperaron principalmente especies arbóreas como Proteaceae, *Aristotelia chilensis*, *Peumus boldus*, entre otras, y escasos arbustos menores. La ocurrencia entre estos últimos de *Berberis sp.* y otros fragmentos de Asteraceae, documentan el uso de bosques abiertos y disturbados. También se registraron un conjunto de semillas comestibles como Convolvulaceae, y otras especies de árboles y arbustos tales como *Aristotelia chilensis*, *Gevuina avellana*, Podocarpaceae y *Peumus boldus* (Lehnebach et al., 2007; Solari et al., 2004).

Otros asentamientos, al modo de aleros o cuevas ocupados con dataciones tempranas son Pucón VI y Colico-1 (Navarro et al., 2010), las cuales se localizan igualmente en entornos lacustres. Para Pucón VI hay dataciones desde los 10.000 A.P.

³ El desarrollo metodológico de las estrategias de prospección se encuentra bien detallado en los trabajos de Munita et al. arriba citados. Cabe consignar que la superficie prospectada efectivamente, a razón de la estrategia de muestreo desarrollada, corresponde a 17,83 km² en el eje septentrional y de 15, 86 km² en la meridional.

hasta el siglo XVIII DC, con un registro arqueológico similar al de Marifilo-1, que hemos sistematizado como parte de una Tradición Arqueológica de *Bosques Templados*, definida por un modo de vida característico de los espacios lacustres cordilleranos andinos occidentales, con un aprovechamiento diversificado de los recursos florísticos, un marcado conservadurismo y una escasa especialización lítica, a diferencia de desarrollos contemporáneos costeros y vallunos septentrionales (Adán et al., 2010).

En el área de Lonquimay-Llaima se ubica el sitio "Cabeza de Indio-1" a una altura de 842 m. snm. Las primeras ocupaciones son bastante escasas y fueron fechadas en 1830+/-40 AP en conjuntos con ausencia de cerámica. Entre los restos vegetales recuperados se observó semillas de araucaria y también de lleuque (*Prumnopitys andina*), ambos ítems comestibles de las formaciones boscosas de altura. "Cabeza de Indio-1" se encuentra en un sector de tránsito hacia la zona de Icalma por China Muerta, constituyéndose como un campamento estacional ocupado reiteradamente por diversos grupos de cazadores-recolectores, como queda documentado en la seguidilla de líneas de fogones y quemados que compone el depósito (García & Toro, 2009).

En estas ocupaciones, el material lítico presente da cuenta de una variabilidad significativa ilustrando tecnologías líticas en que predomina un instrumental "no formatizado", piezas polifuncionales elaboradas con clastos locales, principalmente basaltos, y con ciertas características, como ángulos entre los 30° y 60° que indican que los instrumentos fueron usados preferentemente para el trabajo de la madera, cortar y raspar (Cordero, 2009: 65).

Otro conjunto de asentamientos al oriente de los Andes, en actual territorio argentino, complementan la visión que hasta acá hemos descrito. Hajduk et al. (2011) han dado cuenta de esta diversidad definiendo un "medio boscoso-lacustre" o MBL como un "paisaje variable en el tiempo y en el espacio, que aquí consideramos tanto en el sentido biológico, como cultural" (Hajduk et al., 2011: 263). Los autores proponen que en la zona del lago Nahuel Huapi se habría desarrollado un modelo de complementariedad ambiental, influida por los ambientes acuáticos, el uso efectivo del medio boscoso lacustre, el ecotono bosque-estepa y estepa por medio de prácticas variables estacionales y/o logísticas en el marco de un ciclo anual (Op. cit.: 282).

En relación con los restos arqueofaunísticos, los registros de fauna aportan valiosa información sobre el conocimiento y consumo de estos recursos. En "Marifilo-1" se observó recurrentemente restos óseos en toda la secuencia de zorro chilla (*Pseudalopex griseus*) y pudú (*Pudu pudu*), y junto con ello numerosos restos de aves, roedores cricétidos y mustélidos (Velásquez & Adán, 2002; Velásquez & Adán, 2004). La abundancia de restos de zorro y pudú señala, no obstante, el consumo más continuo del pequeño cérvido, y los escasos instrumentos que se han recuperado manufacturados sobre sus huesos (García, 2006), dan cuenta que su caza no fue sólo con

propósitos alimenticios sino también para la conformación del conjunto artefactual de las comunidades. Se recuperaron igualmente restos de aves de hábitos nocturnos y material malacológico de agua dulce (Velásquez & Adán, 2002).

En los períodos alfareros, como queda igualmente evidenciado en las inspecciones superficiales, los registros arqueológicos son regularmente más abundantes, lo que es razón de grupos y comunidades más numerosas y ocupaciones más estables y recurrentes. En la zona de estudio que acá hemos acotado se han registrado dos asentamientos "a cielo abierto" con dataciones muy tempranas, cercanas a los inicios de la era cristiana. Uno de ellos es el sitio "Pichipehuenco-2", ubicado en la comuna de Lonquimay, sobre los 1.000 m de altitud. Se trata de un sitio habitacional, fechado en 2.190 +/- 40 años AP, de uso estacional, asociado al consumo y aprovechamiento de los recursos proporcionados por el pehuén, al modo de las veranadas descritas para tiempos históricos (Munita et al., 2010b). Esta clase de asentamientos del período alfarero puede observarse con profusión en las riberas del lago Conguillio en sitios como "Playa Linda 1", donde aún es posible observar numerosos restos alfareros fragmentados y dispersos en superficie.

A orillas del lago Villarrica, en su margen norte, se conoce el sitio "Flor del Lago-1" emplazado en la margen de un estero, y con fechas alfarero tempranas, hacia el 2.100 AP (Adán et al., 2009; Mera et al., 2010). En el sitio se pudo observar un área doméstica y otra área, ocupacional o de descarte, a lo largo y junto al estero. Los estudios arqueobotánicos señalan la presencia dominante de flora silvestre, entre las que se reconocen diversos taxones de uso doméstico, constructivo, dendroenergético, de uso artesanal, y otros comestibles. Entre estos últimos se encontró peumo (*Cryptocaria alba*), quilo (*Muehlenbeckia hastulata*), poyen (*Fascicularia bicolor*), relbún (*Relbunium hypocarpium*), chupón (*Greigia sphacelata*), y calle-calle (*Libertia chilensis*) (Coles, 2010). En las cercanías de "Flor del Lago-1" se recuperó además un pequeño fogón en otro asentamiento en el cual se identificó restos de maíz datados hacia el siglo IX DC (Mera et al., 2009; Adán & Mera, 2011).

En relación con los conjuntos líticos de estos períodos alfareros, "Flor del Lago-1" exhibe un dominio de materias primas locales en las que predomina el basalto, seguida de las andesitas y una ocurrencia menor de obsidias. Se produjeron matrices útiles para diversos fines como los de raspar, raer y cortar, acorde con la ocupación doméstica del sitio (Mera, 2010). Se localizaron también algunas manos de moler, como también fueron identificadas en Pucón VI, en la otra vertiente del lago (Navarro et al., 2010). En el caso de "Cabeza de Indio-1", en cambio, se registró un número significativo de piezas formatizadas, principalmente puntas de proyectil, características de las tradiciones alfareras regionales (García, 2010). El diseño de éstas presenta similitudes con otras del Bio-Bio (Caceres et al., 2005) y la costa (Jackson, 1997). También son evidentes similitudes con aquellas de Cueva Haichol al oriente del macizo cordillerano (García, 2010).

Respecto de los recursos arqueofaunísticos, los sitios del ámbito cordillerano lacustre muestran un comportamiento muy similar a aquel descrito para las épocas precerámicas. En el caso de "Cabeza de Indio-1" (Labarca, 2009), se registró la presencia de guanaco, *Lama Guanicoe*, lo cual es de interés pues no se encuentra bien documentada esta especie en las zonas cordilleranas occidentales, aunque ha sido registrada en la costa y en el valle de la Araucanía (Becker, 1997; Valdés et al., 1982). Adicionalmente se identificó pudú y probablemente huemul. Como en gran parte de los aleros de la región, la presencia de moluscos dulceacuícolas con la presencia además de una valva proveniente del Pacífico de ostión o *Argopecten purpuratus*. La presencia de restos malacológicos fue registrada también en Pucón VI, en el primero de los niveles precerámicos (Navarro et al., 2010). En actual territorio argentino las primeras evidencias de este indicador de interacción y circulación se remonta hasta los 8.000 AP como quedó evidenciado en el registro del sitio "Trafal-1". En este último caso se trataría de *Choromytilus chorus* (Hajduk et al., 2011).

La información que aporta la alfarería es abundante y entrega muchos elementos para comprender la relación de las comunidades humanas en sus entornos sociales y ambientales. Un análisis detenido en el desarrollo de esta tecnología ha observado comparativamente, que tanto en la cuenca del lago Villarrica como en el lago Calafquén, las poblaciones emplearon materias primas de sus entornos locales más inmediatos, como también de territorios distantes unos 40 km hacia el valle (Reyes, 2010). La información anterior apunta hacia la definición de ciertas identidades estilísticas visibles en las microvariaciones de estos conjuntos alfareros toda vez que se atienden sus microvariaciones (Reyes, 2010). En el mismo sentido, en las zonas cordilleranas más septentrionales, como queda reflejado en "Cabeza de Indio-1" se aprecia la ocurrencia de un tipo cerámico que decora parte del cuello y cuerpo de las vasijas con un estriamiento anular o corrugado, que definiría una manera propia de tierras altas, también registrada en sitios argentinos y en el Bío-Bío (Correa & Bahamonde, 2009; García & Toro, 2009).

Particularmente, para el caso de la alfarería temprana o del complejo Pitrén, durante el primer milenio de la era cristiana, los estilos decorativos desarrollados por sus artesanos demuestran un complejo simbolismo relacionado con la naturaleza. Uno de estos estilos es el que se conoce como técnica negativa con impronta de hojas, mediante la cual las superficies monocromas de sus vasijas fueron decoradas visibilizando, mediante un diseño en negativo, las hojas de árboles de los bosques del entorno. Ello fue posible de obtener en un proceso tecnológico complejo que requería manejar con maestría las propiedades de la arcilla, del fuego y del ahumado, y también disponer de un conocimiento especializado de las plantas y hojas que fueron adheridas y removidas para obtener esta modalidad decorativa (Castro & Varela, 1990). El análisis de la dispersión espacial de este tipo estuvo bien extendido, incluyendo expresiones en el sector trasandino

como lo han documentado Pérez & Reyes (2009) para asentamientos de la provincia del Neuquén.

Otra forma de decorar las vasijas con el mismo principio previo que articula con experticia el diseño "figura-fondo" con la aplicación de materiales resistentes es la técnica negativa rojo-negro, que fue empleada sobre piezas simétricas y asimétricas, estas últimas además con complejos modelados (Adán y Alvarado 1999; Mera y Adán 2000). Una tercera modalidad decorativa la encontramos en las piezas decoradas con modelados antropomorfos y zoomorfos. Entre estos últimos es recurrente la representación de anfibios que ha sido estudiado por Mera (2000) y Mera & Lobos (2008), señalando la relevancia de estos animales y sus vínculos con el agua y zonas de humedales. Para tiempos históricos estos anuros son conocidos como gnencos o espíritus dueños y protectores de las aguas (Grebe, 1998). Algunos de los rasgos representados en estas piezas de alfarería corresponden a caracteres sexuales, que vincularían estas representaciones con la fertilidad y la procreación, a la par del paisaje sonoro que su misma actividad reproductiva debió generar para la contemplación y conocimiento de las poblaciones del alfarero temprano.

Otras formas de representación conocidas en la zona, son aquellas que catalogamos como arte rupestre. Tanto en la zona de Curarrehue, como en el borde oriental del lago Caburgua se ha detectado pinturas en las paredes de los aleros. Una de ellas se dispuso en el sitio "Renahue-2", cuya ocupación fue datada hace 600 años atrás, y en el cual se observa la representación en pintura roja de figuras ovales y rectangulares que pueden ser interpretadas como rastros estilizados, algunos con apéndices lineales tipo trídgitos (Castelleti, 2008). La localización del sitio y por tanto del panel se asocia a una ruta de tránsito que interconecta la zona lacustre del Caburgua con el paso transcordillerano Reigolil- Pilhue. Aún queda mucho por saber de estas expresiones de arte rupestre, en especial sobre su similitud y filiación estilística, pero sin lugar a dudas forman parte de las prácticas desarrolladas por las poblaciones que circulan y ocupan estos espacios andinos (Cfr. Podestá et al., 2008; Hajduk et al., 2011).

Un tipo de asentamiento recurrentemente mencionado desde los primeros años de la ocupación hispana son los fuertes o fortines. En la diversa documentación disponible se relata como las poblaciones nativas suben a las montañas "donde se hacen fuertes", indicando como los bosques son "su principal fortaleza" y como sin cuidado levantan sus moradas y refugios en sectores retirados y vedados a las fuerzas españolas. Esta modalidad de asentamientos ha sido bien pesquisada en la porción meridional en torno a los lagos precordilleranos extendiéndose hasta la región del Ranco donde las batallas en torno al fuerte de Lliben han sido bien relatadas (Mera et al. 2004; León 1989; Mariño 1865), como también en el relato de Arias de Saavedra en la zona de Colhué (Villalobos, 1989: 31-32).



Chaku para capturar vicuñas, para extraerle su valiosa fibra y confeccionar textilera típica andina. Parque Nacional Lauca, Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

Las prácticas de navegación permiten hacer más comprensible la modalidad del sistema de asentamiento. En la aproximación que ha desarrollado Lira (2007; 2008-2009), sobre la base de proposiciones de Bengoa (2003) y otros autores, es evidente la importancia que tuvieron las embarcaciones nativas para articular estos territorios, configurando rutas fluviales y pedestres. Una de las formas de embarcaciones más recurrentes fueron los *wampo*, o canoas monoxilas, elaboradas mediante el ahuecamiento de un tronco⁴, de las cuales los hallazgos arqueológicos han permitido detectar un buen número de ellas, incluyendo aquellas del Puerto Pucura en el lago Calafquén, las cuales cuentan con dataciones para tiempos históricos (Carabias et al., 2010; Lira, 2007).

Asentamiento, paisaje y movilidad: elementos para la integración de antecedentes arqueológicos e históricos

Los estudios históricos efectuados en la zona pehuenche para los períodos coloniales y republicanos han destacado la diversidad poblacional y cultural como también el conjunto significativo de transformaciones ocurridas durante este amplio período (Villalobos, 1989; Silva & Téllez, 1993; Molina & Correa, 1996; Torrejón, 2001; Zapater, 1998). En efecto, desde la temprana ocupación de la zona de Arauco se evidencian las relaciones económicas y sociales de los cordilleranos con las poblaciones del valle, como de las correrías y encuentros bélicos entre estas poblaciones (Vivar, 1979), impresiones que

son ampliadas y reforzadas en las tempranas expediciones (Villalobos, 1989).

En estas primeras referencias, se plasmaría una forma globalizante de referirse al territorio andino, particularmente evidente en la crónica de Vivar, la que a juicio de Cisterna (1997) sería resultado de una lógica ordenadora propia del pensamiento hispano, en la cual se enfatiza un ordenamiento lógico y dicotómico, que oponía el llano/valle con la sierra; éste último áspero, intrincado, discontinuo, caracteres que se extenderían hacia sus poblaciones, igualmente agrestes y poco funcionales al proyecto hispano.

Hasta cierto punto esta visión homogeneizante de "la cordillera" ha sido mantenida durante mucho tiempo, pero comienza a ser mejor comprendida desde la arqueología, la historia, el paisaje y su evolución. En este sentido, los estudios que hemos efectuado nos permiten definir, en el área de estudio que hemos tratado, paisajes y especialidades singulares. Por un lado, se reconoce un sector alto-pampeano, ya al oriente andino, que en esta área se vincula con el nacimiento del Bío Bío y mediante articulaciones pedestres y fluviales permite la interacción con las importantes cuencas fluviales del Bío Bío y del Imperial-Cautín, para generar además una significativa vinculación por la costa. A continuación se define un área cordillerana dominada por serranías y nacientes fluviales, que cuenta además en esta área con un significativo valle longitudinal N-S-N

4 Se conocen canoas de este tipo fabricadas en coigue (*Nothofagus dombeyi*) y de laurel o triwe (*Laurelia sempervivens*) (Carabias et al., 2010)

conformado por el Reigolil, que en su límite norte colinda con los Nevados de Sollipulli. A una menor altitud y una latitud más alta, se identifica un área lacustre piemontana, en la que se distinguen diversas cuencas lacustres, que, con todo, presentan igualmente significativas diferencias, como queda registrado en los estudios alfareros del Villarrica y el Calafquén, evidenciando el carácter nodal del gran lago Villarrica, y su condición de articulador de los sectores costeros y cordilleranos, mediante el curso fluvial del Toltén. Los antecedentes arqueológicos que hemos expuesto dan cuenta, de un territorio diversificado tanto en sus paisajes como en la diversidad de asentamientos que fueron ocupados por los grupos humanos.

Para tiempos históricos, Silva & Tellez (1993) han destacado la diversidad cultural y "urdimbre de poblaciones" del área cordillerana, proponiendo el empleo del término operacional de "complejo pewenche", el cual busca "reflejar conceptualmente la integración de pluralidades étnicas en un espacio o hábitat nuclear delimitable; elementos que pueden llegar a presentar variaciones específicas o locales, no obstante la convivencialidad de un contexto geo-etnográfico común" (Op. Cit: 8). Tal diversidad cultural, que habría hecho difícil la lógica de establecer lindes y fronteras claras, absolutamente necesarias para el proyecto de dominio hispano, sería resultado de una serie de factores, todos ellos imbricados. La imposibilidad de fijar límites en los primeros momentos de la ocupación española, se basa en una incomprensión de la articulación de este vasto territorio, porque con toda seguridad durante momentos prehispánicos tardíos y quizá previamente, la definición de territorios y accesibilidad, sobre todo a recursos críticos y significativos regionalmente, debió estar regulada y normada. En efecto, la constitución del Butalmapu pehuenche hacia fines del siglo XVIII queda definida por diez ayllarehues y 29 parcialidades, con caciques y localización conocidas (Correa & Molina, 1996:13; Téllez, 1987: 197).

Ya en la República y luego de las guerras de Independencia, el advenimiento de los estados nacionales trajo consigo la constitución de las fronteras, ocupación militar del territorio chileno y argentino, mediante la llamada Pacificación de la Araucanía y las Campañas del Desierto (Boccarda, 2001). Entre la diversidad de estudios existentes para este período, nos interesa destacar las aproximaciones que han desarrollado Bello (2000) y Ancán (2002) sobre los testimonios de viajes a Argentina durante los siglos XIX y XX. Este viaje recurrente, por razones de orden económico y social, da cuenta de la relevancia del *Puelmapu* para las poblaciones mapuche, y cómo este tránsito se convierte en una experiencia

iniciática que articula el eje Oeste-Este, ordenador del territorio mapuche, en el cual "el Pacífico y el Atlántico, uno cercano por origen y el otro conocido por la aventura, constituyeron las antípodas, la conciencia del fin de la tierra firme a ambos extremos de los caminos" (Ancán, 2002: 115). Este verdadero "rito de paso masculino" permitía a los hombres acceder a un nuevo estatus, mediado por la experiencia y el aprendizaje, una forma de otorgarse el prestigio necesario "ir a las Pampas estaba impregnado de un sentido valórico en el que se entremezclaban el paso de la adolescencia a la pubertad o al mundo adulto a través de lo cual se accedía al status de guerrero o *weicháfe*" (Bello, 2000:3). Esta experiencia individual y colectiva, permite el establecimiento de vínculos económicos y parentales y se plantea tanto como un ejercicio de prestigio en el viaje y el retorno de éste. Su desarrollo permitió la definición de un marco etnoterritorial e identidades políticas y sociales (Bello, 2000) que hasta ahora apelan a la prodigalidad simbólica e histórica del *Puelmapu*.

CAZADORES RECOLECTORES EN CHILE AUSTRAL: CAMBIOS AMBIENTALES Y CULTURALES⁵

Transición del Pleistoceno al Holoceno en Patagonia meridional y Tierra del Fuego

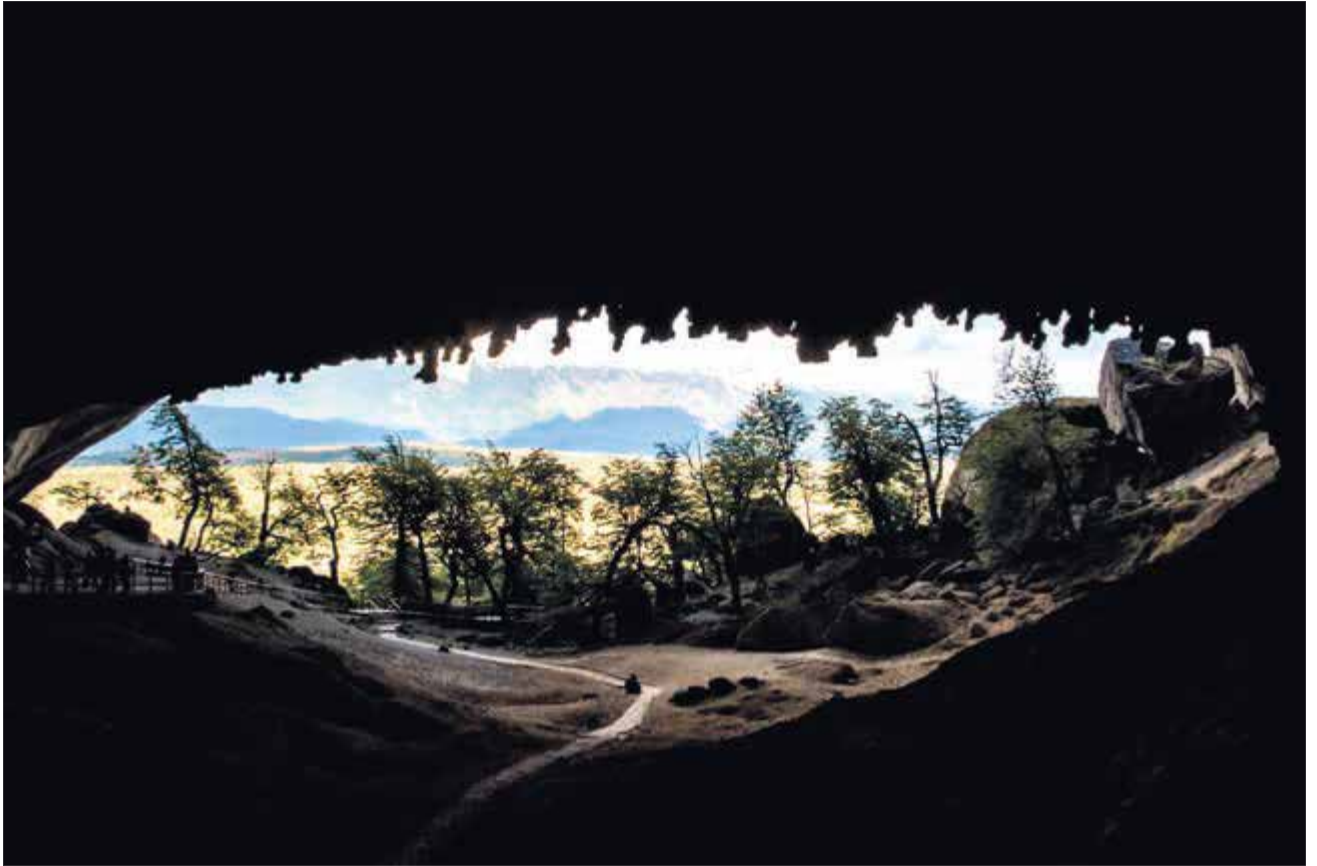
Diferentes estudios paleoambientales permiten considerar que, a la llegada de los primeros grupos humanos a Patagonia meridional, entre 12.000 y 11.000 años atrás, el nivel global del mar estaba situado entre 40 y 60 metros bajo el nivel actual, debido a las grandes masas de hielo continentales existentes aún hacia el término de la última glaciación. Por este motivo, las aguas del océano Atlántico y Pacífico aún no podían ingresar al sector del futuro estrecho de Magallanes. De este modo, la costa atlántica de sur Patagonia debió estar situada varios kilómetros al este de la línea actual, y una franja de tierra localizada posiblemente entre la actual Segunda Angostura del estrecho de Magallanes y la costa atlántica, unía Patagonia meridional con Tierra del Fuego (Clapperton, 1992; McCulloch & Morello, 2009).

La información glaciológica permite afirmar que poco después de la erupción del volcán Reclus, situado en los archipiélagos occidentales, ocurrida cerca de 12.000 años AP., se produjo un reavance del hielo en el estrecho de Magallanes, que debió alcanzar hasta Puerto del Hambre. El avance glacial represó un gran lago pro-glacial⁷, dentro del futuro Estrecho, que se extendía entre la parte norte de isla Dawson y la Segunda Angostura y ocupaba la bahía Inútil. Esta situación se mantuvo entre aproximadamente 12.000 y 10.000 años AP. Un gran río de desagüe de este lago, debió correr desde la Segunda Angostura hasta la costa atlántica, que habría constituido un peligro para el paso de los humanos hacia Tierra del Fuego.

⁵ Investigador Asociado, Centro de Estudios del Hombre Austral, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, mauricio.massone@gmail.com

⁶ AP, años antes del presente, por convención indica los años que se cuentan hacia atrás a partir de 1950. Se utilizan aquí, las fechas 14C no calibradas, como en la mayoría de las publicaciones arqueológicas de Fuego-Patagonia.

⁷ Lago que se forma delante del glaciar.



Monumento Natural Cueva del Milodón, Región de Magallanes y Antártica Chilena. Foto: Jorge Herreros.

No obstante, hubo intervalos en los cuales el puente terrestre debió estar libre de dicho curso, pudiendo ser utilizado por los humanos para cruzar desde sur Patagonia a Tierra del Fuego. Algunos estudios relativos a los registros de polen antiguo han permitido estimar que el clima, en las proximidades del estrecho de Magallanes, habría sido frío y seco hacia el final de la última glaciación (McCulloch & Davies, 2001; McCulloch & Morello, 2009).

Antes de 10.315 años AP, se produjo el retroceso final del glaciar que ocupaba parte del Estrecho y el desagüe catastrófico del lago proglacial hacia el océano Pacífico. El rápido retiro glacial y el colapso de la represa de hielo que había formado el lago fue probablemente contemporáneo con el significativo calentamiento al comienzo del Holoceno, hacia unos 10.300 años AP., identificado en el registro paleoecológico regional. No obstante, el nivel del mar permanecía a unos -40 m con respecto al nivel actual, de modo que el sector comprendido entre la Segunda y Primera Angostura del estrecho de Magallanes se mantenía como puente terrestre (McCulloch & Morello, 2009).

Los primeros grupos humanos que ingresaron por vía terrestre a sur Patagonia entre 12.000 y 11.000 años AP., ocuparon los sitios de Cueva Fell y Cueva de Pali Aike, en la región esteparia y volcánica oriental de Pali Aike; Cueva del Medio y "Cueva Lago Sofía 1", en la zona de transición bosque-estepa de Última Esperanza; y la Cueva "Tres Arroyos 1", en la zona esteparia norte de Tierra del Fuego.(Fig. 20).



Figura 19. Afloramientos rocosos terciarios en el cerro de Los Onas. Ambiente estepario del norte de Tierra del Fuego. Foto: Mauricio Massone.

Corresponden a grupos paleoindios de la tradición cultural Fell I, que utilizaron los variados ambientes regionales en un proceso inicial de exploración y posteriormente de colonización de los distintos espacios y sus recursos. Estos cazadores recolectores tempranos guardan algunas afinidades culturales con los grupos humanos que dejaron sus restos materiales en sitios arqueológicos de sur Patagonia argentina, de edades similares (Nami, 1987; Bird, 1993; Prieto, 1991; Massone, 2004). Durante ese período, que se extendió hasta unos 10.000 AP., el Estrecho de Magallanes estaba aún en proceso de formación y existía el puente terrestre que unía

Sur Patagonia y Tierra del Fuego, entre la Segunda Angostura y la actual boca oriental del Estrecho, antes que Tierra del Fuego se convirtiera en isla. En estos antiguos sitios se ha encontrado asociación de restos culturales con fauna extinta y moderna; la presencia de fogones en cubeta; la utilización de una determinada tecnología lítica que se caracteriza por la preparación de puntas "Cola de pescado" para ser enmangadas y utilizadas en la caza, litos discoidales, raspadores frontales de gran tamaño para curtir cueros y raspar otros materiales, raederas laterales para faenar las presas cazadas; adornos cilíndricos en huesos de ave; retocadores óseos en guanaco; y uso de pigmentos colorantes (Bird, 1938; Bird, 1993; Massone, 2004). En estos sitios destaca la asociación entre caballo nativo americano (*Hippidion saldiasi*) (fig. 21 y 22) y guanaco (*Lama guanicoe*), que fueron las principales presas cazadas. También están representados restos de camélidos extintos como una *Lama sp.*, de mayor tamaño que el guanaco, otro camélido de menor tamaño, identificado como *Vicugna vicugna* o *Lama gracilis*, restos de milodón (*Mylodon darwini*) y de félidos identificados en algunos casos como *Smilodon sp.*, y en otros como *Panthera onca* mesembrina. También están presentes restos de cánidos entre los que destaca una especie extinta, *Dusicyon avus*, y restos de aves entre las que se cuentan caiquén (*Chloephaga sp.*) y bandurria (*Theristicus caudatus*), entre otros. Hasta el momento se discute si estos primeros grupos humanos cazaron el milodón o bien si realizaron con éstos eventuales prácticas de carroñeo (Borrero et al., 1988; Borrero, 2001; Massone, 2004).

Holoceno temprano y medio

Con posterioridad a 10.000 años AP., debido el aumento progresivo de la temperatura y variaciones entre momentos más húmedos y secos, se desarrolla una expansión del bosque de *Nothofagus* a escala regional, siguiendo el borde oriental de los Andes, hasta el límite aproximado de precipitaciones de 400-500 mm. Había iniciado el Holoceno y con éste un paulatino aumento del nivel del mar a escala mundial, debido al derretimiento de grandes masas de hielo. El bajo nivel marino precedente había permitido mantener el puente terrestre que unía Patagonia meridional y Tierra del Fuego, durante la última glaciación.



Figura 21. Restos de caballo nativo americano, guanaco y lasca lítica, en la capa Va, datada en 10.600 años AP., cueva Tres Arroyos 1. Foto: Mauricio Massone.

Sin embargo, cuando las aguas del mar se elevaron sobre la cota de -40 metros, con respecto al nivel actual, se rompió la comunicación terrestre preexistente y Tierra del Fuego se convirtió en una gran isla separada del continente. Este proceso lento culminó hace unos 8.000 años atrás (Markgraf, 1993; McCulloch & Morello, 2009).



Figura 20. La cueva Tres Arroyos 1 en el cerro de Los Onas, con presencia de restos culturales de los primeros habitantes paleoindios de Tierra del Fuego, durante la transición Pleistoceno-Holoceno, 10.600 años antes del presente. Foto: Mauricio Massone.

Varias especies de grandes mamíferos que habitaron Patagonia y Tierra del Fuego, hasta fines del último período glacial, como el caballo nativo americano, el milodón, algunos camélidos y grandes felinos (a excepción del puma), se extinguieron, al parecer por distintas causas concurrentes, entre las que se cuentan los notorios cambios climáticos ocurridos a inicio del Holoceno y la acción depredadora humana. El aumento de la temperatura y las variaciones de humedad, aparejados con importantes cambios en la vegetación, debieron incidir notoriamente en la extinción de parte de la fauna pleistocénica (Markgraf, 1993). Sin embargo, la velocidad de extinción no debió ser la misma para todas las especies involucradas, motivo por el que se debe considerar el estudio de cada especie en sus distintos ambientes, en forma desacoplada (Borrero, 1997).

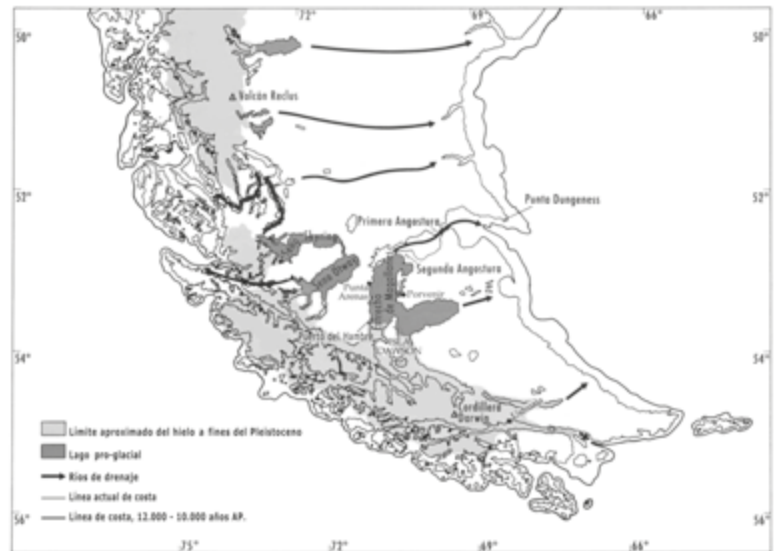
De este modo, sur Patagonia y Tierra del Fuego, a partir de 10.000 a 8.000 años atrás, fueron mostrando una nueva geografía y un paisaje muy distinto al de fines de la última glaciación. El guanaco comenzó a dominar el nuevo ambiente de sur Patagonia y Tierra del Fuego. En ésta última, al no existir los grandes felinos de antaño, los guanacos no tuvieron predadores de significación, exceptuando a los humanos. Entre 8.000 y 5.000 años AP., durante el Holoceno medio, la temperatura continuó en ascenso, período conocido también a escala global como Óptimo Climático, alcanzándose en sur Patagonia y Tierra del Fuego temperaturas medias superiores a las actuales y también distintas fases más húmedas, que favorecieron el avance del bosque hacia el este y hacia el norte, ocasionando el retroceso de la estepa en algunas zonas. Durante este período, el nivel del mar llegó a su máxima cota y se estima que hace 6.000 a 5.000 años atrás alcanzó a escala regional un nivel de 4 a 7 metros sobre el nivel actual del mar, por estudios realizados en el estrecho de Magallanes y en el canal Beagle.



Vista del Canal Beagle desde isla Navarino, Cabo de Hornos. Foto: Jorge Herreros.



Figura 22. Costilla de posible caballo nativo americano junto a artefactos líticos en madera fósil, Cueva Tres Arroyos 1, capa Va. Foto: Mauricio Massone.



Mapa del antiguo ambiente de Patagonia meridional y Tierra del Fuego, con la línea de costa y extensión de los hielos, estimados para el período de fines del Pleistoceno, 12.000-10.000 años AP. Inspirado en el mapa de McCulloch et al. 1997. Dibujo: Roxana Torres.

Tanto en Cueva Fell, como en cueva de Pali Aike y Cueva del Medio se han encontrado contextos culturales correspondientes a cazadores recolectores del Holoceno temprano y medio, que pertenecían a la tradición cultural Fell III. Estas manifestaciones culturales han sido datadas en Cueva Fell entre 8.180 y 6.485 años AP. No sabemos con certeza si los grupos Fell III, guardan alguna relación genética con los antiguos grupos de la tradición Fell I o si corresponden a grupos humanos distintos. Lo que sí se aprecian son cambios en la tecnología y en la dieta alimentaria (Bird, 1993.).

En sur Patagonia destaca, en la dieta de este período, el abundante consumo de guanaco (fig. 23), complementado por ñandú y otras aves, y en menor medida por puma, zorros, y roedores. La tecnología lítica muestra el reemplazo de las antiguas puntas cola de pescado, por puntas apedunculadas triangulares de base recta o ligeramente convexa. Destacan también las primeras boleadoras para la caza, de forma ovalada con surco en su diámetro máximo, o periformes y pequeños raspadores para ser utilizados con un mango.

En Tierra del Fuego se dató inicialmente una ocupación humana de 9.590 años AP. en el sitio Marazzi 1. Sin embargo, ha sido cuestionada a partir de un horizonte de paleosuelo datado en 8.840 años AP y huesos datados en 4.550 AP., procedentes de la misma unidad estratigráfica (Laming-Emperaire et al., 1972; Morello et al., 2012.). De este modo, las evidencias de ocupaciones humanas tempranas en Tierra del Fuego, después de Tres Arroyos 1, corresponden a los componentes basales del sitio Imiwaia 1 y Túnel 1, en la costa norte del canal Beagle. Los equipamientos tecnológicos de los ocupantes iniciales de ambos sitios han sido fechados en 7.840 y 6.680 años AP., y se cree que corresponderían a cazadores recolectores pedestres. Los escasos restos óseos encontrados en estos conjuntos sugieren el consumo prioritario de guanaco y pinnípedos (Orquera et al., 2012).

Con posterioridad se registran ocupaciones humanas de cazadores terrestres en los niveles medios del alero Marazzi 1, en bahía Inútil, a corta distancia de la desembocadura del río Marazzi, datadas entre 5.570 y 5.440 años AP. Entre los artefactos líticos destacan bolas piqueteadas o pulidas de forma esférica u ovalada, puntas apedunculadas de forma foliácea. Los restos de fauna corresponden a guanaco, lobo marino, cachalote y conchas de moluscos, dejados en el lugar por grupos cazadores con énfasis aparente en la caza terrestre (Laming-Emperaire et al., 1972; Morello et al., 2012). A este período de ocupación del alero correspondería también un enterratorio humano con huellas de cremación.



Figura 23. El guanaco era la principal presa para los cazadores recolectores terrestres de sur Patagonia y Tierra del Fuego. Guanacos en el sector de Cachimba, sierra Carmen Sylva, ámbito de los Selk'nam del norte, Tierra del Fuego. Foto: Mauricio Massone.

En la costa del atlántico, se han localizado distintos sitios con ocupaciones humanas del Holoceno medio en el sector de Laguna Arcillosa. Se trata de sitios dispuestos sobre un paleocantilado, con presencia de basurales conchíferos, artefactos líticos y algunos restos óseos. Entre estos sitios destacan Laguna Arcillosa 1 con un fechado de 5.410 años AP. y Laguna Arcillosa 2 con dos fechas de 5.205 y 5.508 años AP. El análisis de isótopos estables de restos de un esqueleto humano procedente de Laguna Arcillosa 2 pone de manifiesto una dieta mixta apoyada en recursos terrestres y marinos (Salemme et al., 2007).

Holoceno Tardío

De acuerdo a los estudios de paleoambiente, las condiciones climáticas de Sur Patagonia y Tierra del Fuego cambiaron nuevamente a partir de unos 5.000 años atrás tornándose más frías, dando inicio al Holoceno tardío. Este proceso ocasionó el repliegue del bosque hacia los sectores meridionales y occidentales de Tierra del Fuego. Por su parte los niveles marinos descendieron progresivamente hasta alcanzar los niveles actuales. Durante el Holoceno tardío se produce la ocupación efectiva de gran parte de los espacios boscosos y esteparios de Patagonia austral y Tierra del Fuego, por diversos grupos cazadores-recolectores. Se constata la presencia de diferentes y variados sitios arqueológicos que dan cuenta de estas ocupaciones en la zona de transición bosque-estepa de Última Esperanza, en la zona esteparia volcánica oriental de Pali Aike, en la costa norte del estrecho de Magallanes y en las zonas costeras e interiores de Tierra del Fuego, tanto en sus ambientes de estepa septentrional, como en los bosques del occidente y sur. El guanaco y el ñandú representan las presas principales de los cazadores de Patagonia meridional, mientras que el guanaco tendrá especial importancia para los grupos cazadores pedestres de Tierra del Fuego.



Replica de balsa de cuero de lobo marino usada por los pueblos originarios de la costa de la Región de Atacama y detalle de la costura del cuero realizada con tripas y espinas de cactus. Foto: Jorge Herreros.

En los ámbitos costeros alcanza especial relevancia la recolección de recursos marinos y la pesca, como complementos alimentarios.



Figura 24. Principales artefactos utilizados por los cazadores recolectores terrestres de sur Patagonia y Tierra del Fuego durante distintos períodos: a, b, c, d y f) Puntas de proyectil líticas; e) Bifaz y raederas líticas; g) Raspadores líticos; h) Boleadoras; i) Epífisis de guanaco con corte perimetral; j) Retocador óseo con decoración incisa. Colección arqueológica del Centro de Estudios del Hombre Austral del Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes. Foto: Flavia Morello.

Entre los cambios tecnológicos del Holoceno tardío destaca el uso de puntas pedunculadas del tipo período IV de Bird (Fell IV), que en el último milenio cambian hacia puntas más pequeñas conocidas como “tipo Ona” (período Fell V), (Bird, 1993), y coinciden con la utilización del arco y flecha para la caza. Se mantiene también el uso de las boleadoras, de preferencia de forma esférica y de gran

tamaño, que en los siglos más recientes adquieren especial relevancia. El desarrollo de los grupos cazadores terrestres dará origen a las etnias conocidas en los siglos recientes bajo el nombre de aonikenk, en sur Patagonia, selk’nam y haush en Tierra del Fuego. Grupos que fueron fuertemente impactados, por el proceso de colonización occidental moderna, que en forma directa e indirecta ocasionaron su extinción hacia fines del siglo XIX y durante el siglo XX (Martinic 1979, Gusinde 1982, Chapman, 2007).

Los patrones mortuorios conocidos para grupos terrestres de cazadores, al parecer, serían en su mayoría de tiempos tardíos. La cremación, que inicialmente fuera asociada a los grupos de transición Pleistoceno-Holoceno ha sido refutada por nuevas dataciones cercanas a los 3.000 años A.P., en Cueva de Cerro Sota y Cueva de Pali Aike. La evidencia más antigua de cremación se encuentra en Tierra del Fuego en la sepultura de Marazzi 1, ya referida, situada en un depósito datado en 5.570 años A.P. (Laming-Emperaire et al., 1972). En Cueva de Lago Sofía 1, Última Esperanza, se excavó un entierro múltiple asociado a depósitos de colorantes y cremación datado hacia el 3.950 AP. Para los últimos 2.000 años de nuestra era, se diversifica la evidencia funeraria y se conocen, entre otros, entierros cubiertos con colorante rojo y entierros bajo estructuras de piedras denominadas “chenques”, con o sin presencia de colorante rojo (Prieto, 1991; Massone et al. 2016).

En este período reciente se observa también un uso diferencial del espacio. Por una parte se observan patrones de asentamiento nucleados en localidades continentales interiores como es el caso de Pali Aike, Río Chico, y en las localidades costeras de San Gregorio, Posesión y punta Dungeness, entre otras. Algo similar se observa en Tierra del Fuego en localidades como Tres Arroyos, estancias Florentina y Dos Marías, Marazzi, cabo San Vicente y punta Catalina, por mencionar algunas de las principales localidades donde se constata una especial redundancia de ocupaciones. Por contraste, las prospecciones han puesto de manifiesto la presencia de otros sectores donde

La densidad de restos ocupacionales es más baja y dispersa. Tanto los datos arqueológicos como etnohistóricos y etnográficos tienden a confirmar el uso preferente de ciertos espacios, por sus condiciones de reparo, de acceso a variados recursos, por aspectos territoriales o por su ubicación estratégica en relación a rutas habituales de desplazamiento (Massone, 2009).

Al promediar la primera mitad del siglo XVIII ocurre un importante cambio en los modos de vida tradicionales, entre los grupos cazadores continentales *Aonikenk* (Tehuelches meridionales), al incorporar el uso del caballo introducido por los occidentales. Este hecho privilegió el uso de la boleadora para la caza comunitaria, potenció la capacidad de desplazamiento de grupos más numerosos a mayores distancias e incrementó el dinamismo de los procesos de contacto interétnico con grupos del Norte de Patagonia. Durante la segunda mitad del siglo XIX facilitó también el contacto con las colonias argentinas y chilenas.



Figura 25. Bosques y montañas en el sur de Tierra del Fuego, el ámbito de los cazadores *Selk'nam* meridionales. Sector próximo al lago Fagnano. Foto: Mauricio Massone.

En el caso de los *Selk'nam* y de los *Haush*, cazadores de Tierra del Fuego, la influencia occidental se inició en la segunda mitad del siglo XIX. Estos cazadores terrestres mantuvieron su sistema de nomadismo pedestre y los sistemas tecnológicos asociados a éste. Sin embargo, incorporaron el uso del vidrio, metales y otros restos obtenidos de los naufragios o de algunos contactos con los colonizadores. Los grupos cazadores terrestres referidos, fueron fuertemente impactados por el proceso de colonización occidental moderna, que en forma directa e indirecta ocasionó su rápida extinción hacia fines del siglo XIX y durante el siglo XX (Martinic, 1979; Gusinde, 1982; Chapman, 2007).

Los cazadores recolectores canoeros de los archipiélagos

Para los archipiélagos fueguinos occidentales y australes, se ha propuesto un modelo que implica la presencia de dos núcleos de poblamiento antiguo en los mares interiores y el posterior



Figura 26. Zifido varado en las cercanías de bahía Azul, costa oriental del estrecho de Magallanes. Foto: Jorge Gibbons.

dominio del arco exterior de los archipiélagos, hacia el Pacífico, en dirección este-oeste (Legoupil & Fontugne, 1997).

De acuerdo a los datos arqueológicos, los primeros indicios de adaptación marítima se remontan a un rango temporal situado entre, aproximadamente, 6.500-5.200 años AP. y se concentran en el borde norte del estrecho de Magallanes y mar de Otway en sitios como



Figura 27. Puntas de arpón de base cruciforme en huesos de cetáceo, para la caza de lobos marinos, utilizadas por los primeros grupos canoeros de los canales australes hacia fines del Holoceno Medio. Colección arqueológica del Centro de Estudios del Hombre Austral del Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes. Foto: Fernando Maldonado Roi.



Camelidos domésticos, alpacas y llamas, pastando en un bofedal (humedal altoandino), altiplano de Parinacota, Región de Arica y Parinacota. Foto: Jorge Herreros.

Englefield 1, Bahía Buena, Punta Santa Ana y Bahía Colorada y más al sur, en el canal Beagle e isla Navarino, en el segundo componente de Tunel 1, Imiwaia 1 y en los sitios Grandi 1, Áridos Guerrico 136 y Caleta Segura 169B, durante el Holoceno medio (Emperaire & Laming, 1961; Ortiz-Troncoso, 1975; Legoupil & Fontugne, 1997; Ocampo & Rivas, 2000; Orquera et al., 2012.). En ambos casos se trata de una zona intermedia entre la pampa y los archipiélagos y por tanto un territorio de transición, donde la caza de especies terrestres y marítimas era igualmente posible. En este caso de estudio surge la incógnita sobre el tipo de adaptación de esos primeros grupos, vinculada al origen del proceso de poblamiento. Se ha propuesto como hipótesis una adaptación terrestre/marina, a partir de una génesis terrestre en Patagonia y una progresiva adaptación al ámbito marítimo y como hipótesis alternativa, un origen del poblamiento puramente marítimo, procedente desde Pacífico, por alguna vía no precisada. De acuerdo al modelo, en ambos casos los primeros grupos habrían preferido ocupar la zona ecotonal que marca el límite entre la estepa oriental y los bosques occidentales. Evidencias más recientes permiten proponer la existencia de un tercer núcleo de poblamiento temprano en el área de los canales patagónicos septentrionales, específicamente en el archipiélago de Chiloé y seno de Reloncaví, con algunas diferencias culturales, con respecto a los núcleos de pobla-

miento más australes (Rivas et al., 1999). En los últimos 2.000 años, con el dominio del arco exterior de los archipiélagos, el sistema de adaptación de los canoeros se orientó preferentemente hacia los recursos marinos (Legoupil & Fontugne, 1997).

Los grupos canoeros o de adaptación marina, cazaban el lobo marino, de preferencia desde sus embarcaciones. Aprovechaban el varamiento de cetáceos, cazaban además nutrias, algunos mamíferos terrestres y aves, pescaban, recolectaban moluscos y otros recursos marinos (Figura 26). En la costa continental complementaban su dieta mediante la caza eventual de guanaco o huemul. A lo largo del tiempo se observan entre los grupos canoeros diferentes cambios tecnológicos, en el uso de materias primas y también en la dieta alimentaria. Entre los canoeros tempranos que ocuparon la parte central del estrecho de Magallanes y el mar interior de Otway, durante el Holoceno medio, destaca entre otros aspectos, el uso de la obsidiana verde para elaborar puntas de proyectiles, cuchillos alargados y otros instrumentos líticos. También son importantes las puntas de arpón de una barba y base cruciforme, elaboradas con huesos de mamíferos marinos (figura 27). En algunos

casos presentan la superficie decorada con motivos geométricos grabados. Una segunda tradición cultural que se desarrolla entre 5.400 y 4.000 años AP, pone de manifiesto, entre otros cambios, el uso de grandes puntas líticas bifaciales lanceoladas y bolas con surco. Se utiliza de preferencia la lutita o riolita para tallar artefactos y entra en desuso la obsidiana verde. Entre el material óseo se cuentan puntas de azagayas de base mono o bidentadas. En los últimos 2.000 años AP, se observa que en los contextos arqueológicos del estrecho de Magallanes, reaparece la utilización de la obsidiana verde para distintos instrumentos líticos y los arpones óseos adquieren la forma de base y espadón simple, siendo utilizados hasta hace pocos siglos atrás (Ortiz-Troncoso, 1989; Orquera et al., 2011; Orquera et al. 2012; Massone et al. 2016).

Los canoeros se desplazaban antiguamente por los canales en canoas de cortezas cosidas, ocupando los espacios de las caletas (Figura 28). Desde fines del siglo XIX se utilizaron progresivamente las canoas monóxilas, elaboradas en tronco de árbol ahuecado. En los archipiélagos septentrionales se constató el uso de canoas de tablas cosidas. Para la caza utilizaban preferentemente arpones con puntas desprendibles elaboradas en hueso de cetáceo, enmangadas y unidas a la base mediante tientos de cuero. El fuego, que se transportaba en la canoa y que siempre ardía en los campamentos, les brindaba una protección indispensable para adaptarse a los ambientes húmedos y boscosos de los canales (Emperaire, 1963). En el ámbito de los archipiélagos, la práctica más frecuente de enterramiento consistía en depositar a los muertos en cuevas de distintas islas.



Figura 28. Isla Carlos III, en el ámbito de los canales meridionales habitados por los grupos canoeros Kaweshkar. Foto: Mauricio Massone.

En forma reciente se han agregado algunos datos arqueológicos en proceso de confirmación, sobre sitios con evidencias de arte rupestre entre estos grupos canoeros. Por el momento destaca un sitio ubicado en una cueva de la isla Madre de Dios. Las pinturas de la cueva corresponden a figuras geométricas, pero también hay algunos motivos figurativos como antropomorfos, en color rojo y negro (Jaillet, 2009; Sepúlveda, 2011). Se trata de un hallazgo notable puesto que hasta hace pocos años no se sabía si los grupos canoeros del sur de Chile habían desarrollado manifestaciones de arte rupestre. Los canoeros dieron origen a las etnias históricas de los Chonos,

Kaweshkar y Yamana que sufrieron el impacto de la cultura occidental (Emperaire, 1963; Gusinde, 1982).

OCUPACIÓN HISTÓRICA RECIENTE

La colonización moderna en los actuales territorios de sur Patagonia y Tierra del Fuego, logró una ocupación efectiva de sus diversos espacios de los bosques y estepas orientales, a través de instalaciones auríferas, ganaderas y petroleras, y mediante la creación de ciudades, pequeños centros poblados, redes de caminos, instalaciones portuarias y de otra índole. No ocurrió lo mismo en el ámbito de los archipiélagos occidentales y meridionales, que han sido utilizados como espacios de desplazamiento marítimo y para las actividades de caza, pesca y recolección marina, con escasos enclaves de ocupación esporádicos o permanentes.

OCUPACIONES HUMANAS EN LA COSTA

Características generales y ambientes

La costa manifiesta extensas planicies litorales con varias terrazas marinas entre el litoral y el barranco de la cordillera de la costa. Este espacio de planicies litorales es angosto en el norte árido y a veces inexistente, mientras que hacia el sur, cada vez se hacen más amplios, facilitando las opciones para la instalación de los asentamientos humanos (Fig 29).



Figura 29. Mar Pacífico, Taltal, Chile. Foto: V. Castro.

El borde litoral es diverso a lo largo de todo el territorio. Su fisonomía se encuentra modelada por factores geológicos y climáticos que demarcan diferencias significativas en los espacios que fueron antiguamente ocupados. Así el perfil de la costa muestra un extenso litoral rocoso interrumpido por largas playas expuestas a los fuertes vientos del oeste, mientras que otras zonas muestran reducidas bahías protegidas, aprovechadas como "caletas" para el asentamiento humano. Hacia el sur del territorio, el borde litoral se muestra desmembrado en un sistema de archipiélago que genera innumerables canales, en un ambiente lluvioso y boscoso que contrasta con la árida costa del norte grande (Fig. 30).



Figura 30. Viento y camanchaca en la costa norte de Chile. Foto: V. Castro.

Esta costa es considerada una de las más ricas del mundo desde el punto de vista de su biodiversidad, lo que se debe esencialmente a que se trata de una zona de surgencias marinas asociado a otros factores oceanográficos como la presencia de la fría corriente de Humboldt, generando una productividad primaria única, la que ha permitido la existencia de múltiples especies de peces, moluscos, crustáceos, equinodermos, así como diversas especies de mamíferos marinos (Arana, 2012). Esta gran biodiversidad constituyó una alta biomasa predecible y abundante para las antiguas poblaciones que ocuparon el litoral. Sin duda también, la avifauna costera (fig.31) es abundante, muchas veces asociada a sistemas de lagunas que se distribuyen a lo largo de gran parte del territorio.



Figura 31. Borde Pacífico en Puerto William. Foto: V. Castro.

Al parecer la productividad marina parece no haber sido sustantivamente afectada por los cambios climáticos ocurridos desde finales del Pleistoceno, por lo que la costa siempre fue una fuente disponible de recursos. No obstante lo anterior, fenómenos como los eventos El Niño (ENSO), comienzan a presentarse en la costa Pacífica de Sudamérica hacia los 5.800 años A.P. y en forma más recurrente a partir de los 3000 años A.P. (Sandweiss et al., 1996), generando cambios significativos en la temperatura del mar. Esto provocó en forma ocasional la disminución de algunas especies marinas y el aumento de otras, como la anchoveta, cambios que se han podido detectar en el registro arqueológico de sitios costeros del Perú (Sandweiss et al., 2004).

En este panorama numerosos grupos cazadores-recolectores han dependido de alguna forma de los recursos marinos, y esto se ha debido a la gran abundancia, diversidad y predictibilidad. Así, distintas unidades culturales definidas arqueológicamente para Chile, muestran algún grado de dependencia del litoral, mientras que otra, definitivamente son adaptaciones propias costeras. En este sentido, estos últimos grupos son más o menos especializados que dependen de una ingesta marina, rica en calorías o proteínas a lo largo de gran parte del año, con un patrón de asentamiento a lo largo de la costa y que incluso generó cierta tendencia hacia la territorialidad.

OCUPACIONES LITORALES Y USO DE RECURSOS EN EL PASADO

En este contexto, la costa fue ocupada desde la llegada de los primeros americanos e incluso se ha planteado que fue una de las primeras rutas de ingreso al continente (Fladmark, 1979). No obstante lo anterior, las evidencias arqueológicas son escasas y esto puede deberse a los cambios del nivel marino ocurridos desde el Pleistoceno final, cubriendo un territorio costero hoy sumergido, como así lo demuestran los recientes hallazgos de fauna actualmente extinta bajo el nivel actual del mar en la costa central de Chile (Cartajena et al., 2012).

Las evidencias arqueológicas, muestran que los primeros grupos humanos que ocupan el actual territorio corresponden a cazadores de fauna actualmente extinta, con un modo de vida de alta movilidad entre "parches" de recursos, como los detectado en la costa del Choapa en sitios como Quebrada de Quereo, donde las evidencias muestran un lugar de caza y destazamiento que incluía la caza de mastodontes, caballos nativos y camélidos extintos entre otras especies (Núñez et al., 1994). A sólo unos ocho kilómetros de distancia de este sitio se encuentra Santa Julia, un pequeño campamento emplazado en las proximidades de lo que fue un pequeño ambiente pantanoso. Allí las evidencias muestran un fogón en entorno al cual se elaboraron y reactivaron instrumentos líticos. Asociados a estos vestigios se halló parte de un caballo procesado y consumido en el campamento y el que debió ser cazado probablemente en la proximidad (Jackson et al., 2007).

Estos cazadores que ocuparon ocasionalmente la costa, no utilizaron al menos en forma sistemática los recursos marinos, sólo se ha documentado escasamente la presencia de restos de algas en el temprano sitio de Monte Verde en las cercanías de Puerto Montt (Dillehay, 2000) y algunos moluscos en los niveles más antiguos del sitio de Quereo en la costa del Choapa (Núñez et al., 1994), sin embargo, no se sabe con certeza si estos fueron o no consumidos.

Con posterioridad a estos cazadores, otros grupos definidos arqueológicamente como "Complejo Huentelauquén", ocupan la costa del norte árido y semiárido de Chile desde al menos los 10.500 años A.P. y constituyen los primeros pobladores de la costa que aprovechan sistemática y regularmente los recursos marinos, dependiendo esencialmente

de ellos (Llagostera et al., 2002; Jackson & Méndez, 2005; Jackson et al., 2011).

Se trata de cazadores, recolectores y pescadores marinos que ocupan extensiva e intensivamente la costa, mostrando asentamientos que se disponen a lo largo de las terrazas altas del litoral, con un patrón de asentamiento nucleado-disperso fuertemente orientado a la explotación de recursos marinos (Jackson et al., 2011). Efectivamente, los contextos excavados de estos cazadores, muestran la recolección de una gran diversidad de moluscos, entre estos bivalvos, gastropodos y poliplacóforos, destacando la presencia de machas (*Mesodesma donacium*), locos (*Concholepa concholepa*), varias especies de lapas (*Fissurella maxima*, *F. nigra*, *F. crassa*) y chitones (*Acanthopleura echinata*, *Enoplochiton niger*), además de la recolección ocasional de erizos y varias especies de crustáceos. No obstante lo anterior, el aporte más importante en su dieta, fue el consumo de pescado representado por algo más de 20 especies, así como la caza y consumo de mamíferos marinos, como el lobo de un pelo y el chungungo, de los cuales obtenían carne y grasa constituyendo gran parte de las proteínas consumidas. Adicionalmente de estos mamíferos se aprovechaba sus pieles y huesos para la confección de diversos artefactos. Así también, complementaban su dieta con la caza de algunas especies de ave, pequeños mamíferos y roedores.

Recientes estudios de isótopos estables realizados en un antígono esqueleto de un individuo de este complejo cultural, atestiguan el consumo esencialmente recursos marinos (Jackson et al., 2012). Estos resultados son coherentes con el registro arqueológico de recursos marinos presentes en los asentamientos Huentelauquén, atestiguando consistentemente una dieta preferentemente marina, donde los peces y mamíferos marinos fueron la base de subsistencia.

Ciertamente, los grupos humanos del Complejo Huentelauquén corresponde a las más antiguas poblaciones humanas que ocupan la costa del norte de Chile hacia la transición Pleistoceno-Holoceno y probablemente se vinculan con aquellas primeras poblaciones que ingresan a Sudamérica siguiendo la costa Pacífica.

Posteriormente, durante el Holoceno Medio, aproximadamente entre los 8000-5000 años A.P., al menos desde el norte grande al centro de Chile, imperaron condiciones climáticas esencialmente secas (Maldonado et al., 2006 y 2010), disminuyendo sustantivamente los recursos. Bajo estas condiciones los grupos cazadores-recolectores que ocupan las tierras altas comienzan a frecuentar recurrentemente la costa como una forma de amortiguar el déficit de recursos continentales.

Efectivamente, a lo largo de toda la costa del norte y centro de Chile, se observa que los asentamientos de los valles y tierras altas presentan aumento relativo de la frecuencia de restos de moluscos y ocasionales evidencias de vértebras de peces o algunos huesos de mamíferos marinos, los que evidentemente fueron trasladados desde la costa, como así lo atestigua entre

otros muchos ejemplos, sitios como Cuchipuy en Chile Central (Kaltwasser et al., 1980) o en La Fundición en el norte árido (Jackson et al., 2011). Esto es concordante, con una mayor frecuencia de sitios en la costa, con numerosos eventos ocupacionales que muestran movimientos reiterados hacia los recursos más estables del litoral.

No sólo se detecta un aumento del número de sitios y sus eventos ocupacionales, sino también en el volumen de los depósitos de desconche de miles de moluscos, a veces generados en un corto tiempo, constituyendo grandes montículos de conchales. Estos muestran estratigrafías complejas con múltiples eventos depositacionales y una gran variedad de moluscos como ocurre en la costa de Taltal (Olguín, 2011), mientras que en otras áreas, los asentamientos muestran una orientación preferencial en la recolección de moluscos de machas (*Mesodesma donacium*) o en aquellos moluscos que se presentan en grandes volúmenes y de fácil recolección como el loco (*Concholepa concholepa*) como se observa en la costa sur del semiárido (Jackson et al., 1996).

En otros asentamientos los mamíferos marinos representan una importante ingesta de carne y grasa, complementando el déficit de proteínas que proporcionan los moluscos. Los peces también son un recurso de gran importancia, capturados con una tecnología especializada que incluye el uso de redes, anzuelos fabricados en valvas de moluscos, anzuelos compuestos (hueso y concha), poteras y arpones. Hacia los 6000 años en la costa de Taltal se encuentran los primeros indicios de navegación asociado a la pesca de peces.

Por otra parte en la costa del Elqui hacia los 5000 años A.P., en un primer momento reconocido como fase Guanaqueros, los asentamientos están constituidos por extensos conchales donde además se han encontrado entierros humanos. La cultura material muestran una tecnología especializada en la pesca con anzuelos de concha, anzuelos compuestos y arpones de hueso asociados a diversos recursos marinos, mientras que, en una segunda fase más tardía conocida como Punta Teatinos, el registro arqueológico estaría mostrando una transición a una horticultura sin dejar de depender de la recolección marina (Schiappacasse & Niemeyer, 1964 y 1986; Kuzmanic & Castillo, 1986; Fuentes & Contreras, 2010). Hacia los inicios de nuestra era, estos grupos habrían tenido un proceso de aculturación con grupos alfareros (Cornely, 1945; Ampuero, 1972-73), los que habrían continuado intermitentemente, a veces en forma estacional, aprovechando el medio marino.

Más al sur, en la costa de Los Vilos, durante los últimos 4.000 años A.P., y donde las evidencias de conchales son numerosos, el registro de campamentos constituidos por densos depósitos de conchales monticulares, asociados a restos de fogones, desechos alimenticios (moluscos, peces, aves, roedores y mamíferos terrestres y marinos), junto a instrumentos líticos, atestiguando una intensiva ocupación humana a lo largo de toda la costa (Jackson et al., 2004; Méndez, 2003; Méndez & Jackson, 2005). A diferencia de la costa del Elqui, luego de estos últimos



Preparación y confección de artesanía yagán en Isla Navarino. Cabo de Hornos. Foto: Jorge Herreros.

cazadores-recolectores llegan a la zona los primeros grupos alfareros sin conexión con los grupos precedentes. No obstante lo anterior, las comunidades alfareras siguen explotando el medio marino, a veces en forma especializada en determinados recursos como las machas (*Mesodesma donacium*) que es intensamente recolectada junto a otros moluscos, crustáceos, equinodermos y algas.

Hacia el sur, los grupos humanos que ocuparon la costa son menos conocidos, sin embargo, en la costa de Concepción así como en islas como La Mocha y Quiriquina, los primeros poblamientos se remontan hacia los 7000 años A.P., correspondiente a grupos cazadores y recolectores marinos, algunos de los cuales usaron anzuelos de concha hacia los 6300 años A.P., (Massone et al., 2011) e incluso, indicios indirectos atestiguados en isla La Mocha el uso de embarcaciones (Quiroz & Sánchez, 2004; Vásquez, 1994 y 1997). El aprovechamiento de los recursos marinos, además de peces incluyó la caza de mamíferos marinos y la recolección de diversas especies de moluscos, en algunos casos mostrando acumulaciones de varios metros del desconche de moluscos, como ocurre en el sitio de Raqui-Tubul, en el extremo sur del golfo de Arauco, cuyas acumulaciones están constituidas básicamente por ostras (Bustos et al., 1998). Sin duda también grupos ceramistas y posteriormente Mapuches aprovechan hasta en la actualidad la riqueza de recursos litorales, entre los que también se incluyen las

algas, que sabemos al menos fueron recolectadas por los primeros grupos humanos que ingresaron al continente como lo muestran las evidencias de Monte Verde (Dillehay et al., 1998).

La costa sur de Chile y especialmente la costa de La Araucanía, es un área geográfica que constituye un espacio geográfico donde las adaptaciones marinas tienden a ser tecnológicamente distinta a las descritas para la costa norte, presentando un modo de vida singular modelada por tradiciones culturales disímiles así como por un ambiente y recursos distintos.

Finalmente, hacia el extremo austral, en los archipiélagos fueguinos, se ha planteado la existencia de dos núcleos de poblamiento antiguo, uno inicial en los mares interiores y otro posterior, que implicó ocupar el arco exterior de los archipiélagos, hacia el Pacífico, en dirección este-oeste (Legoupil & Fontugne 1997). Así, las primeras adaptaciones marítimas se habrían concentrado en el borde del estrecho de Magallanes-mares interiores y más al sur, en el canal Beagle e isla Navarino, en una zona transicional entre la pampa oriental y los archipiélagos occidentales, que permitió el aprovechamiento de los recursos marinos así como los terrestres. Al parecer, desde el punto de vista de sus orígenes, se ha planteado que primero ocurrió una adaptación terrestre, la que habría dado origen a una posterior de carácter marino o bien, que esta última derivó de poblamientos más tempranos procedente desde Pacífico. Sea

cualquiera de estas hipótesis, de allí debió originarse los sistemas de adaptación de los canoeros fuertemente dependientes de los recursos marinos que conocemos históricamente.

Es claro, que numerosos cazadores, recolectores y pescadores marinos, si bien dependieron esencialmente del mar, también explotaron los recursos costeros continentales. Estos representaban una fuente de recursos complementarios y a veces indispensables, como es el caso de las rocas utilizadas como materias primas para la elaboración de sus instrumentos. A veces estas rocas eran obtenidas y transportadas desde ambientes cordilleranos, como la obsidiana y otras materias primas sílices, con los cuales se elaboraban los instrumentos de trabajo con los cuales obtenían los recursos litorales.

Sin duda, la diversidad de otros recursos continentales cercanos a las costas fueron también utilizados. En este sentido, los frecuentes "bofedales" o lagunas litorales fueron áreas de concentración de recursos. Estas proporcionaban diversas especies de peces, especialmente lisas (*Mugil cephalus*), que sabemos fueron aprovechadas por las comunidades costeras, así como también la caza de una gran variedad de aves y la recolección de diversas especies vegetales, destacando la totora como materia prima. Cercanos a estos sistemas lagunares la formación de salinas también fue un recurso apreciado e intercambiado, junto a pescado fresco y salado "charquecillo" con comunidades de tierras interiores.

A lo largo de los últimos 10.500 años el aprovechamiento de los recursos marinos ha sido diverso, sustentando en distinto grado, a los numerosos grupos humanos existentes en nuestro territorio. Algunos de estos grupos generaron tecnologías marinas especializadas, a veces asociadas a un modo de vida plenamente marino (Jackson & Báez, 2005). Estas sociedades accedieron progresivamente a todos los recursos marinos, en sucesivas conquistas de las dimensiones físicas y energéticas del mar, por medio de innovaciones tecnológicas que permitieron el mejoramiento de la producción, incluyendo primero los espacios litorales, básicamente a través de la recolección, luego las profundidades por medio del anzuelo y finalmente las extensiones oceánicas con el uso de embarcaciones (Llagostera, 1979).

Las evidencias arqueológicas sustentan el modelo de conquistas progresivas del mar, permitiendo el acceso a nuevos recursos y con ello a nuevos niveles energéticos de ingesta calórica, los que en algunos casos condujeron a procesos de complejidad socio-económicos y políticas como ocurrió en la costa Central del Perú (Moseley, 1975). Sin duda, los recursos marinos han sido gravitantes en la subsistencia de numerosos grupos humanos a lo largo de todo el territorio, y lo siguen siendo, no obstante su sobre-explotación en los últimos veinte años, ha llevado a una merma significativa de su rica y abundante diversidad.

PUEBLOS ORIGINARIOS

Así nominamos a los descendientes de los pueblos ancestrales más antiguos, que poblaron los territorios que en el presente, quedan comprendidos en esta larga y angosta faja de tierra que es Chile continental. De sur a norte los conocemos como aymara, atacameños, collitas, mapuche, pehuenche, huilliche, yamanas, alacalufes y selknam. A ellos, debemos agregar la población insular Rapa Nui de Isla de Pascua⁸.

Desde la perspectiva de la cosmovisión, de ser y estar en el mundo, hasta el más mínimo espacio poblado por el imaginario, por una topografía, incluida la flora y fauna, los pueblos originarios otorgan sentido al ambiente natural, construyendo paisajes culturales. De este modo, ellos mismos son patrimonio, así como todo lo que significan, a través de sus conocimientos, transmitidos por la oralidad, de herencias sociales ignotas. Su fuerte vínculo con la naturaleza, les permite desdibujar esa vieja dicotomía entre naturaleza y cultura. Porque, para ellos, el mundo está vivo, como un ser humano y en ese contexto, merece respeto. Pero sería una visión muy estática y esencialista suponer que estos conocimientos y tradiciones no han sufrido alteraciones en el tiempo; a pesar de ello, existe una matriz básica que se manifiesta en identidades bien definidas y que nosotros podemos reconocer como propias.

Esta raigambre en sus costumbres y tradiciones, permite generar una imagen del pasado, por parte de los pueblos originarios. Un pasado desde el presente, que reafirma su identidad y los nutre en cómo ser en el mundo actual. Esta historia le otorga un sentido a sus saberes y a sus quehaceres. Sobre estas bases, se solidifica la noción colectiva que funda el patrimonio, la hace operativa, como un artefacto multifuncional, integrando los distintos elementos que forman su esfera de realidad. Lo que hacen y piensan, el paisaje natural y el paisaje socialmente construido, su historia y su sentido.

Estos conocimientos, insertos en una filosofía y ciencia indígena entretejida en la vida cotidiana, son parte del patrimonio de nuestra nación pluriétnica, que en tanto sean valorados, contribuirán a la construcción de nuestra identidad, sobre la base de las diversidades que la conforman.

Los ecosistemas nativos son cada vez más frágiles, producto de una explotación no siempre planificada y a veces, han sido sacrificados por una visión de "progreso". Ello ha atentado contra modos de vida tradicionales indígenas, que conservan saberes ancestrales, muchos de los cuales pueden ser considerados en beneficio de un desarrollo más sustentable para ellos mismos y para la sociedad en su conjunto.

La antropología ha utilizado el nombre de Etnociencia para identificar el saber científico de los pueblos indígenas. Esta categoría comprende entre otros, los conceptos de la etnobiología, la etnomedicina, la etnobotánica, la etnozooloía, etc.

⁸ Ley 19.253 del Estado de Chile.

Podemos elegir denominar estos conocimientos como Ciencia Indígena; se trata en realidad, de otra sistemática que la Ciencia conocida y consagrada en las aulas universitarias y aunque ambos tipos de conocimientos son ciertamente diferentes en su extensión, también comparten taxonomías comparables en muchos de sus ámbitos.

ETNOBOTÁNICA Y ETNOZOOLOGÍA

En América, desde hace quinientos años cronistas, viajeros y naturalistas, denotaron la utilización de la flora nativa por los pueblos originarios. En Chile, durante este siglo, etnólogos y botánicos, han sistematizado estos antecedentes y particularmente han iniciado un trabajo con las comunidades indígenas, logrando un conjunto de información sobre el uso y función de las plantas, la forma en que estos pueblos las categorizan y las posibilidades que estos conocimientos otorgan a la medicina, la farmacopea, la alimentación, etc, lo que consideramos una valiosa base de datos para las generaciones futuras. Aunque en el presente, los estudios etnobotánicos han sido apreciados mayormente por médicos y químicos, interesados en promover la medicina tradicional y en estudiar los principios activos de las plantas para la farmacopea respectivamente, los estudios sobre la botánica indígena contienen una información mucho más amplia, que sin duda contribuirá a un desarrollo más sustentable en nuestros países.

No obstante, es preciso señalar que la utilización de las plantas en el mundo indígena para fines medicinales, tiene en general una dimensión recién explorada en la ciencia occidental. Nos referimos a la fe en el especialista que aplica la medicina, a la magia de la palabra, al ritual que rodea la sanación, en fin, a la dimensión sagrada en que se desenvuelve el proceso de curación y que obviamente influye positivamente en el ánimo del paciente⁹; hoy en día, se reconoce a nivel mundial, que esta actitud, eleva las defensas del enfermo. Estos sistemas de sanación están comprendidos dentro de una filosofía y de una forma de ver el mundo que afecta todas sus conductas.

Los pueblos han sido herederos de una profunda tradición social, desde la época en que con un modo de vida cazador recolector, se caracterizaron por desarrollar una alta movilidad entre diversos ecosistemas, tanto en el sentido altitudinal como longitudinal. Con el tiempo, la mayoría de ellos optaron por una economía agropastoril, agromarítima o agrolacustre, sin abandonar sus actividades de recolecta y caza. No es de extrañar entonces su profunda comprensión y conocimiento de ambientes y recursos, integrada dentro de una cosmovisión arraigada en la experiencia cotidiana (Castro, 1995).

Desde un punto de vista teórico, en la actualidad la etnobotánica puede definirse someramente, como el análisis y la interpretación de las interrelaciones directas entre los descendientes de los pueblos originarios (grupos o identidades

étnicas) y las plantas. Las plantas no son escogidas al azar por los seres humanos; cómo en otros ámbitos, ellas son nombradas, seleccionadas, clasificadas y utilizadas de acuerdo a los principios normativos de cada cultura y definen también como, donde y cuando recolectar la planta. El color de las hojas, la calidad del humo que produce determinada planta, el color de las flores, por ejemplo, son cualidades con un valor cultural determinado dentro de los pueblos originarios; estos valores y otros, determinan en definitiva sus etnotaxonomías, traspasadas tanto por la práctica cotidiana como por su cosmovisión.

DE LOS PUEBLOS ANDINOS DE CHILE

En los Andes del Norte Grande de Chile, hay poblaciones de origen indígena, que desarrollan su vida inmersos en un constante diálogo con el paisaje y sus recursos. La comprensión compleja, precisa y profunda que estos lugareños tienen con las especies, ha sido mostrada en estudios etnobotánicos y etnozoológicos realizados con similar metodología en tierras aymaras y atacameñas en el norte (Citarella,1995; Girault, 1987; Grebe, 1995; Lira,1995.).

El análisis de las relaciones aludidas por los nombres de las plantas, permitió establecer la vigencia de denominaciones colectivas para agrupaciones de plantas equivalentes a conceptos morfológicos, taxonómicos (géneros), y formas de vida acordes con la Botánica y la Ecología universitaria. Los lugareños reconocen unidades etnoecológicas en las que incluyen la fisonomía de la vegetación, los pisos altitudinales y la geomorfología, integradas a su sistema de creencias y al manejo de su ecosistema. Las especies de plantas son utilizadas para diversos fines, que comprenden su uso forrajero, medicinal, ritual, alimenticio, para construcción, con fines artesanales y otros rubros.

Entre los pueblos andinos de la primera y segunda región, las unidades de vegetación botánicas y las etnocategorías ecológicas son análogas entre ambos sistemas; además las categorías indígenas, integran su taxonomía de pisos ecológicos en unidades de utilización del paisaje, Campo, Cerro y Chacra. Esta unidad entre sus malezas, también presenta especies con usos definidos.

Los estudios etnobotánicos han demostrado que la población originaria conoce y utiliza casi todos los recursos vegetales naturales. Un listado temático resulta imposible en este espacio, pero puede apreciarse en Villagrán & Castro (2004), libro que contiene los datos sobre el total de las especies reconocidas con su nombre vernacular y científico y los usos de estas plantas. De paso, mencionaremos un campo de interfase que es la medicina natural. Esta se organiza a nivel de cada familia, de especialistas religiosos dedicados también a la sanación, los yatiri, las "matronas", los componedores de hueso; en casos excepcionales se recurre a un médico de los

⁹ Véase entre otros: Citarella,1995; Girault, 1987; Grebe, 1995; Lira,1995.

yunga (Bolivia); la idea de la enfermedad está embebida por el origen que les atribuyen a las mismas y que se asocia a causas extrasomáticas, que provocan el decaimiento por ausencia del aliento vital o ánimo. Es por eso que su clasificación de la enfermedad incluye los males conocidos por todos nosotros, pero en el mismo plano y con más fuerza comprende también otras categorías como "el susto" (Martínez, 1998).

En el norte de Chile, se emplean diferentes partes de las plantas medicinales (la raíz, las hojas, las flores, el fruto, la resina, las flores y el jugo en el caso de las cañas) en preparados de diversa naturaleza, según sea la dolencia y su intensidad. En la primera región cerca de un 30% (de un total de 225 especies), son reconocidas por sus propiedades medicinales, en tanto que en la segunda región, la cifra es similar (sobre un total de 134 especies de la flora nativa).

La mayoría de la flora es arbustiva; sin embargo destacan entre las especies arbóreas, la queñoa en los pisos alto andinos, y el chañar y el algarrobo en los oasis y valles más bajos (Citarella, 1995; Girault, 1987; Grebe, 1995; Lira, 1995.).

PUEBLOS DEL SUR

La botánica mapuche es conocida gracias a los meritorios esfuerzos de Moesbach et al. (1992), Bragg (1994) y Villagrán (1997). Como ejemplo, baste señalar que el análisis de los significados de más de 900 nombres usados por el pueblo mapuche y que fueron recopilados por Moesbach, ha permitido acceder al sistema de clasificación multifactorial que sustenta la botánica indígena del sur de Chile (Villagrán, 1997).

El estudio de Neira et al. (2012) examina las categorías y significados que los mapuche de Boroa-Filu-Lawen, quedan a los espacios ecológicos de su territorio. Los resultados señalan la presencia de 14 espacios ecológico-culturales, significativos por su interrelación entre elementos culturales, vegetación predominante, relación con el agua y ubicación topográfica. La concepción de espacio trasciende su ecología, integrando seres espirituales los que a su vez confieren poderes espirituales o medicinales. El agua y sus espacios son centrales por el desarrollo de especies vegetales significativas por su uso medicinal o ceremonial.

Las transformaciones que ha experimentado este conocimiento, pueden apreciarse en poblaciones de raigambre indígena, mestizados tempranamente (Archipiélago de Chiloé) (Villagrán et al., 1983; Meza & Villagrán, 1991), pero que entre otros factores, debido tal vez a su aislamiento insular usan y nombran las plantas de acuerdo a la tradición huilliche, grupo que confluye como un segmento significativo de sus antepasados.

En el sur del país, se reconoce el territorio de los mapuche, el pueblo originario más numeroso en esta nación y que hoy que vive en espacios rurales y urbanos del país. La pionera obra del padre capuchino Ernesto de Mösbach, inédita por casi medio siglo, nos asombra por la capacidad de este

pueblo para educar con la enseñanza directa en el templado bosque sureño, a generación tras generación. Se trata de una botánica que registra más de 750 especies identificadas con su nombre vernacular y sus usos alimenticios, rituales, medicinales y otros (Donoso & Lara, 1996; Smith, 1996). También hay escritos de antropólogos que profundizan algunos temas, en los que se denotan por ejemplo antiguas prácticas shamánicas, realizadas por especialistas religiosos - machi - o bajo el nombre de médicos herbolarios, en las que se emplean plantas con propiedades medicinales y psicoactivas (Olivares, 1995). En algunas comunidades como Coigüe - Picuta, una población de valle y costa, cercana al pueblo de Imperial en la novena región, son las mujeres las depositarias de estas formas tradicionales de encarar la salud (Montecino & Conejeros (1985). Si se trata de enfermedades comunes; ellas confían mucho más en la efectividad de la sabiduría heredada de sus ancestros que en la medicina oficial, aun reconociendo su eficacia en el plano de las enfermedades naturales. Al lado de esta especialista general, está la machi, especialista religiosa, generalmente mujer que es la persona más capacitada en su concepto, para curar todo tipo de enfermedades, pero especialmente aquellas producidas por causas sobrenaturales (Gutierrez, 1984; Grebe, 1995). Los saberes de ambos oficios comparten la percepción sagrada otorgada a la naturaleza, lo que en definitiva contiene el poder de la sanación. Ello no impide el uso en sus recetas de algunos " remedios de la farmacia" (Montecino y Conejeros 1985).

La sistematización de la etnobotánica chilota es reciente (Villagrán et al., 1983; Meza & Villagrán, 1991) y ha considerado valiosos estudios previos generales y particulares (Cavada, 1914; Günckel, 1960; Muñoz, 1966; Troncoso & Torres, 1974). Este es un pueblo de raíz indígena, tempranamente mestizado con el español y que luego continuó su mestizaje con etnias más sureñas, en la medida en que estas últimas iban perdiendo sus territorios y posibilidades de vida en Chile austral. El estudio realizado en la isla de Quinchao (Villagrán et al., 1983), que se encuentra separada de la isla grande de Chiloé por el canal de Dalcahue, remite a una población de alrededor de 9000 habitantes, distribuidos en los poblados de Curaco de Vélez, Achao y Coñao. De las consultas sobre 160 especies, la población reconoce un 74% de ellas por nombres vernaculares y les otorga usos específicos, siendo mayor el conocimiento sobre la flora nativa en relación a la advena; de este porcentaje un 20,7 corresponde al reconocimiento de especies con valor medicinal para los chilotes. Una década más tarde, se publica un nuevo estudio sobre la botánica chilota, esta vez con encuestas realizadas en la Isla Alao, localizada 40 km. al sureste de la ciudad de Castro (Meza & Villagrán, 1991). De las 107 especies distinguidas por las botánicas, 77 son nativas y 33 son introducidas. Del total, la población nativa distingue 96 especies por su nombre vernacular y a 83 de ellas se les adscribe un uso conocido. Como en el caso anterior, mucho más se conoce sobre la flora nativa que sobre la advena, destacándose varias categorías de uso entre la que

se encuentran las plantas consideradas con propiedades medicinales y de eficacia simbólica.¹⁰

EXTREMO SUR

La información conocida para el extremo sur del país, nos da algunos indicios del valor que los pueblos que vivieron en esos territorios, hoy prácticamente extintos, le otorgaron a la flora y confirma el uso extensivo y diverso que los indígenas hacen de los recursos vegetales. Estos pueblos prácticamente se extinguieron en forma dramática, paulatina y a veces brusca, esencialmente por la presencia y las acciones del hombre blanco quienes trajeron epidemias, enfermedades y alcohol a esta zona de refugio y en episodios concretos la crueldad y el etnocidio como ha sido claramente documentado (Massone, 1982). En muchos casos las noticias sobre los *ona* o *selknam*, *alacalufe* o *kaweskar* y *yamana* o *aoenikenk*, provienen de las misiones que se asentaron tempranamente en el extremo austral y que luego fueron sintetizadas por historiadores y antropólogos (Massone, 1982). Dentro de los primeros, destaca la obra del padre Martín Gusinde, quién refiriéndose a los *yamana* de los principios de nuestro siglo, los denota como un pueblo sano y resistente antes de los europeos, de vida longeva y muy estoicos para soportar el dolor. Como en los otros pueblos, existió entre ellos un profesional, el *yekamus*, asociado al mundo de las ideas sobre los espíritus que poblaban su mundo y a la capacidad de estos de producir enfermedades, las que pueden sanarse con la ayuda de un *yekamus* amigo. La mayoría de sus necesidades medicinales estaban orientadas a sanar dolencias producidas por accidentes, como heridas en la piel y quemaduras; sin embargo, debido al frío y los cambios de temperatura entre el fogón de la choza y el exterior, con frecuencia hubo reumatismo y en las personas de edad, afecciones respiratorias. Los remedios más frecuentes fueron el ayuno, el agua y el calor, la leche materna y el aceite de pescado. Aunque Gusinde hace notar que viven en un territorio que "carece por completo de productos eficaces de carácter curativo" (Gusinde, 1946), en esta aseveración sin duda está presente una mirada europea de un modo de vida tan diferente. El mismo autor señala que los *yamana* usan las hojas frescas de canelo (*Drimys winteri*), frotándolas sobre zonas afectadas por calambres; masticar hojas de esta misma planta también se releva útil para las dolencias del estómago y el corazón; el líquen grande (*Usnea barbata*), se reconoce como eficaz contra la disentería y hay varias formas de prepararlo según sea la dolencia. Para combatir las cefaleas, en apariencia un mal muy generalizado, suelen golpearse la cabeza con un manojito pequeño de *chaura*, *Pernettya mucronata*, cuyas hojitas terminan en puntas duras y filosas. Las heridas purulentas son curadas en invierno con tallos del grosor de un dedo del alga *Macrocystes* (en otra época puede usarse casi cualquier vegetal); la planta se sostiene sobre el fuego y la savia que cae por el otro extremo se deja gotear sobre la parte afectada; la resina de *Azorella* (*yareta*), se utiliza para frotar el

cuerpo, siendo muy efectiva en caso de furúnculos, eccemas y afecciones cutáneas. Hay varios otros ejemplos registrados del uso de plantas por los *yamana* y que no sólo remiten al uso medicinal. Entre los *alacaluf* por ejemplo, se consumían como alimento las frutas del coigüe y calafate silvestre entre otras; todas estas diferentes poblaciones usaban con fines medicinales y alimenticios el apio silvestre (*Apium australe*) (Vega, 1995, Chapman, 1986.). Los *selknam* reconocieron una serie de 179 plantas consumiendo sólo unas cuarenta y cinco de éstas; la mujer se encargaba de la recolección de plantas, pero todos recolectaban hongos y bayas como suplemento alimenticio; una de las plantas preferidas de los niños era *taiiu* (*Descurainia antarctica*), cuyas semillas cuando se preparan como una pasta tiene gusto a chocolate; la semilla cocida se almacenaba para usarla durante el año (Chapman, 1982).

Respecto del territorio Insular de Isla de Pascua, Rauch (1996), ofrece una evaluación de los recursos culturales del Parque Nacional Rapa Nui, del que se puede inferir, diversos usos de la flora (Rauch et al., 1996), fauna y de cómo el terreno es utilizado para la agricultura, por parte de los pascuenses.

Decíamos inicialmente que una parte significativa de los conocimientos indígenas en relación al uso de la flora nativa con fines medicinales, se habían encarnado en el pueblo chileno; esta población, por su condición mestiza, utiliza no sólo éstas, sino también aquella flora introducida a partir de la colonia. Una síntesis cuidadosa sobre el tema ha sido preparada por un grupo interdisciplinario (Farga et al., 1988), y hay también valiosos escritos previos y posteriores sobre la flora y la medicina tradicional del país que incluye el uso indígena y mestizo de las plantas (Medina, 1981; Muñoz et al., 1981; Hoffmann, 1991 y 1995.).

Hasta ahora en Chile, los pueblos originarios prácticamente no han patentado, los conocimientos vernáculos o usos. No obstante, existe un manejo algo más formal y externo de la herboristería, particularmente en los pueblos andinos, de venta de pequeñísimas cantidades de plantas medicinales, especialmente en ferias artesanales. En Chiloe, existe una pequeña farmacia de "remedios" naturistas y recientemente se ha instalado en Santiago, una farmacia mapuche, atendida por personas de este pueblo.

MANEJO AGRÍCOLA

El manejo agrícola, la irrigación, la construcción de espacios para el cultivo de especies vegetales domésticas entre los pueblos originarios del país es diverso. Por una parte existen prácticas ancestrales que se conservan dentro del mundo andino y que pueden incluir toda una tecnología de terrazas (Castro, 1988.), manejo de la irrigación y una diversidad de cultivos, dentro de los que se incluyen cultivos del complejo cordillerano, como tubérculos y gramíneas, a saber, por ejemplo, quínuas, papa, oca. Más abajo en la gradiente altitudinal,

10 Véase op. cit.

en la zona de quebradas, un maíz genéticamente puro, que incluye tonalidades desde el azul, al rojo, pasando por gamas de amarillos, cada variedad con su uso definido y al lado, el haba dulce y hortalizas. En otras comunidades se ha maximizado el monocultivo de orégano o ajo con fines de mercado.

En el territorio, mapuche, huilliche y chilote, reina la papa y especialmente en Chiloé, hay variedades de papas, como la azul y la blanca.

Cuando hay posibilidades de mercadeo, si las condiciones lo permiten, se adopta el cultivo del poroto.

Muchos de los cultivos de estos pueblos sureños, están más interdigitados con la economía de feria o de mercado, dependiendo de su vinculación con las ciudades.

ETNOZOLOGÍA

Los estudios sobre etnozoología son más escasos que aquellos vinculados con los conocimientos de la botánica y los pueblos originarios, aunque el conocimiento y comprensión indígena es análogo.

Como en el caso de las plantas, los animales tienen una enorme relevancia en el universo de significaciones de los pueblos originarios. Ellos son sujetos vinculados fuertemente a las distintas esferas de la realidad. Comprenden las relaciones de subsistencia, los antepasados y linajes, la representación de la organización social y ritual, los mitos de origen y de ese modo habitan en toda la oralidad de estos pueblos (véase por ejemplo, Castro, 2004; Montecino 2004; Platt, 1976 y 1997; Rozzi, 2003).

Un notable trabajo de etnozoología ha sido publicado recientemente por el Dr. Rozzi et al. (2003), que considera básicamente, el conocimiento yagan y mapuche sobre las aves. Villagrán et al. (1998) han publicado un estudio sobre bases bibliográficas, construyendo una etnozoología mapuche. Para el mundo andino del norte de Chile, existen dos publicaciones sobre etnozoología; uno sobre los aymara (Grebe, 1984) y otro sobre las poblaciones andinas de la segunda región (Castro, 1986).

ETNOZOLOGÍA ANDINA

El conocimiento de la fauna en el mundo andino está íntimamente ligado a todos los niveles del paisaje, la fauna es otro integrante más del ambiente y se refieren a ella haciendo alusión a los lugares que habitan, de qué se alimentan y su utilidad práctica para el hombre. Además, subyacente a cualquier clasificación "andina" de los elementos del medio ambiente, existiría un orden cosmológico o natural en el que todos estos elementos tendrían un "dueño" ya sea hombre, divinidades o antepasados. Existe un tiempo mítico primigenio donde los gentiles o chullpas habitaron la tierra antes de la salida del sol; eran seres sabios en íntima comunicación con la naturaleza (Castro & Martínez, 1996). Se cree que en aquel tiempo hombres y animales eran en alguna forma "lo mismo"; esa

época es conocida como el "tiempo inquieto" porque los hombres y las bestias intercambiaban sus formas fácilmente, cosa que hoy día en día ocurre muy rara vez (Platt, 1976). En este tiempo anterior a la domesticación de los animales y plantas la llama de los chullpas (los antepasados antes del Inka), era la vicuña; la perdiz o *p'isaqa* su gallina; su quínoa y papas corresponden a variedades silvestres actuales. Los gentiles están asociados a una estado "presocial", donde existía continuidad entre los seres humanos y las deidades.

La primera y más importante distinción efectuada es entre los animales domésticos y silvestres, es decir, aquellos que son propiedad del hombre y este los cuida, y aquellos que viven libres en el campo y no tienen dueño. Dicotomía que se expresa en los términos *uywa* (animal criado con dueño) y *sallka* (animal salvaje sin dueño), compartida en las lenguas aymara y quechua. Esta dicotomía sería resultado tanto de la experiencia del hombre andino como de las creencias con respecto al origen de los animales (Grebe, 1984). Existiendo algunos animales en una categoría intermedia, animales silvestres susceptibles de una semidomesticación, los que son criados con diversos fines, como el burro silvestre, el quirquincho, el suri, la parina, vicuñas, distintas clases de pato, y el jilguero (Castro, 1986; Romo, 1998). Además, hay un subgrupo de animales y plantas que pertenecieron a los antepasados míticos, los gentiles, como se describirá más adelante.

La fauna silvestre es fuente de profundas y detalladas observaciones, los pastores andinos al salir al campo, están continuamente rastreando huellas y señales en el suelo, y escudriñando cielos y horizonte en la búsqueda de los animales y aves que por allí transitaron. Primeramente podemos decir que los animales se distinguen por el conjunto de sus atributos, entre los que podemos mencionar como los más relevantes: El hábitat en el que viven: la quebrada, la vega, el cerro, la pampa; la morfología o aspecto externo de los animales es fundamental para su identificación, siendo junto a la forma y colorido, de importancia decisiva los ruidos y cantos que emite, la forma y localización de sus huellas o fecas, etc.; su comportamiento y hábitos, como por ejemplo la hora en que "sale" (hábito diurno o nocturno), la época del año en que "llega" o si "hay año redondo" (estacionales o permanentes), si es "carnívoro", "basurero", "come gusanos" "come barro", "come flores" etc. Por último, es importante la relación que tiene el animal con el hombre, pudiendo tener una valoración positiva en el caso que tenga alguna utilidad como alimento, medicina, animales utilizados en rituales o pagos; o negativo cuando ocasiona algún tipo de daño a las personas o a su trabajo (depredación del ganado o chacras, seres de mala suerte o anunciadores de desgracia, animales que pican o muerden, etc. (Romo, 2001).

A través de los elementos antes nombrados se identifican las distintas especies, de una forma comparativamente no tan sistemática, en relación a lo que se ha estudiado de la flora andina. Sin embargo, en algunos casos se encuentran denominaciones colectivas para algunas familias de animales como

los patos, zorros, ratones, culebras, lagartos, mariposas, hormigas, moscas, arañas. Dentro de estas agrupaciones suelen existir denominaciones específicas para las especies, hecho que se observa especialmente dentro de los mamíferos y aves. Finalmente tenemos las distinciones a nivel de especie, encontrándonos con predominio de nombres simples (una sola palabra) por ejemplo quirquincho, y sólo en algunos pocos casos denominaciones binomiales como por ejemplo pato jerga o mosca *wairura* (Romo, 2001).

Por otra parte los diseños que aparecen en el arte rupestre o geoglifos, nos pueden dar la clave de los atributos que distinguen las diversas especies. Por ejemplo Castro señala que los guanacos y vicuñas se distinguen por su color, gatos o felinos, por su larga cola; vizcachas por sus orejas; la lechuza por sus ojos; el cóndor por la forma de posarse en la tierra. Otros animales identificados fueron llamo, perdiz, *wallata*, culebra y gusano (Castro & Gallardo, 1996: 88).

Mención especial merecen las plantas y animales de los gentiles, antepasados míticos que poseen una ligazón simbólica con lo natural y sintetiza la idea de fertilidad y abundancia agrícola (Martínez, 1976). Cada planta cultivada o animal doméstico actual corresponde, según Cereceda (1990), a una especie de planta o animal, que apareciendo hoy como silvestre, inútil e incluso dañina para el hombre actual, sirvió de sustento o perteneció a los chullpa. Características de estos cultivos de los abuelos es que surgen en forma espontánea, y no pueden ser consumidos por las personas, o su calidad no es óptima para el consumo humano. Tenemos el caso de la papa y la quínoa de los abuelos, y en el caso de los animales la liebre y el gato montés. Estos dobles silvestres de los animales domésticos actuales, estarían reunidos bajo el adjetivo *k'ita* (Cereceda, 1990), por lo que resaltamos *kitaconejo* (liebre) registrado en Ollague (Romo, 2001) y *kitamishi* (mishi gato en quechua, gato montés) registrado en Toconce (Castro, 1986), ambas corresponden a especies silvestres las que asocian con animales domésticos (conejo y gato), y que resultan perjudiciales para el hombre porque destruyen cultivos o atacan a los animales domésticos.

Algunos animales con connotaciones mágico sagradas encontramos los felinos, *chullumpe* (ave acuática), *cóndor*, *águila*, *quirquincho*, *aserro* (culebra), *jaririnko* (lagarto), y *jampato* (sapo). Aquí también podemos incluir a los cargueros animales encargados de transportar y custodiar las riquezas de los *mallkus* (montañas sagradas): vicuña, guanaco, la rana, el cóndor y el águila, *waycho*, lagarto (Castro, 1986). Por ejemplo, el *awatiri* (*Felis colocolo*) y el tite o *kitamishi* (*Felis jacobita*), ambos felinos, se asocian con el culto al ganado y de acuerdo a Grebe sería el pastor sobrenatural del ganado silvestre del espíritu de la montaña, y sabe silbar como pastor (Grebe 1986) y embalsamado preside los floreos simbolizando al pastor de la tropa (Van Kessel, 1996a). El cóndor o *mallku* (*Vultur gryphus*), sería la gallina de los achachila o gentiles y se encuentra ligado al culto de los cerros (Van Kessel, 1996a: 51;

Van Kessel 1996b; Cereceda, 1990); se le hacen mesas para el cierre del carnaval y para tener éxito en las transacciones comerciales (Grebe, 1984). Sus huesos eran usados para confeccionar flautas de pan. A su carne se le atribuyen propiedades medicinales como retardar el envejecimiento (Castro, 1986) y sus plumas también serían medicinales. Otra ave importante es la parina o flamenco (*Phoenicopteridae*). Hay tres tipos diferentes: *tococo* (*Phoenicopterus chilensis*) la más bella; *jototo* (*Phoenicoparrus andinus*) con las plumas más rosadas; y *chururu* (*Phoenicoparrus jamesi*) ligeramente más blanca. Sus plumas se utilizan en diversos rituales, para la lluvia, la tierra y curar de enfermedades (Castro, 1986; Romo, 1998), y los huevos de parina se consumen e intercambian y también tendrían propiedades medicinales (Castro, 1986; Mostny et al., 1954; Romo, 1998).

Una mención especial nos merece el picaflor, antigua deidad regional del área atacameña a la que denominaban Sotar Condi el que es descrito en un texto de extirpación de idolatrías del siglo XVII "como aquel a quien todos los indios de estas Provincias teníamos por Dios teniendolo nuestro Padre en la mano bestido de cumbe con su pillo [cintillo] y Plumaz en el de oro y Pajaro flamenco..." (Castro, 1997). Esta habría sido una deidad de tiempos del Inka o inclusive anterior y reafirmada como tal bajo su dominio. Sería una deidad asociada al punto cardinal oeste, las montañas y lugar de los difuntos, cualificado desde tiempos coloniales hasta la actualidad como el pájaro que "renace". El antiguo sacerdote indígena le otorgaba un poder de mediación con los dioses cuando lo invocaba. Se dice de los picaflores desaparecen en invierno para retornar en primavera, haciendo referencia al fenómeno de sopor o letargo estacional durante el invierno austral. Según algunos autores, eran considerados embajadores divinos de esta estación, en que se abren los capullos y empiezan a germinar las plantas, de modo que contienen todo un sentido de la fertilidad (Castro, 2004).

Otros animales de importancia ritual son el ratón amo (*Abracoma cinerea*) y *waycho* (*Agromis* sp.), su guano es utilizado en rituales mortuorios y además tiene usos medicinales (Aldunate et al., 1981; Romo et al., 1999). Además, existen una serie de animales que son importantes debido a que aparecen reiteradamente en distintas expresiones culturales, lo que sin duda está relacionado con su significación simbólica. Existen motivos presentes en geoglifos: llamas, aves, lagartijas, serpientes felinos. (Nuñez, 1976); animales presentes en relatos tradicionales: zorro, puma, perdiz, quirquincho, cuy, vicuña, vizcacha, grillo, *wayata*, *parina*, cóndor, halcón, suri (ñandú), colibrí, loro, paloma, zorrino, sapo, culebra, lagarto y ratón (Munizaga & Gunckel, 1958; Van Kessel, 1994)

Otra creencia es que en tiempos remotos el espíritu de la montaña (*mallku*) era poseedor de todos los animales; después el hombre recibió del *mallku*, en calidad de préstamo indefinido, ciertos animales que domesticó: la llama y la alpaca. No obstante, el *mallku* se reservó el privilegio de retomar, requisar,

o provocar enfermedad o muerte a dicho ganado en el caso de que el hombre le diese mal trato o no ejecutase los ritos de rigor para propiciar su fertilidad y bienestar. Por esto los dueños del ganado deben realizar vilanchas (ofrendas y sacrificios) a los espíritus de la montaña. Por su parte, el *mallku* también posee su propio rebaño constituido por los animales silvestres que sólo él controla (Grebe, 1984). De esta forma se establecen una serie de interrelaciones tendientes a mantener el inestable equilibrio de fuerzas, en la forma de ofrendas y pagos, entre los dueños de estos elementos, dándose así las necesarias relaciones de reciprocidad.

ETNOZOOLOGÍA DEL SUR DE CHILE

Villagrán et al. (1998), han entregado una valiosa síntesis de la etnozootología mapuche, de acuerdo a la bibliografía existente a fines de la década de los 90.

En esta investigación, se analizaron 389 nombres mapuches de animales correspondientes a 258 taxas de vertebrados y 131 de invertebrados. Las propiedades y relaciones consideradas en las denominaciones, aluden al aspecto, ya sea por color, tamaño o forma del animal, a la conducta, al hábitat, al uso. Otros nombres son onomatopéyicos imitando el canto de las aves.

La mayoría de los nombres mapuches para la fauna corresponde a nombres propios adjudicadas a una sola especie biológica, es decir, son etnocategorías específicas.

Alrededor de un poco menos de un tercio del total sin embargo, agrupan etnocategorías genéricas que comprenden diversos grupos de animales, a través de los cuales es posible acceder al sistema de etnoclasificación mapuche.

Las clases de etnocategorías genéricas corresponden a agrupaciones que consideran el aspecto general del animal (clases de formas de vida). También la semejanza entre algún atributo de una especie importante con otros taxa, permite conjuntos por similitud o clases analógicas. En el caso de taxas poco conspicuas, como por ejemplo los insectos, es común el reconocimiento de grupos de especies muy semejantes entre sí y que corresponderían con agrupaciones naturales como géneros y familias, de la sistemática biológica (clases taxonómicas).

También se registran agrupaciones basadas en el uso (clases utilitarias), como el caso de los mariscos o *küfüll*, que incluyen plantas y animales muy distintos entre sí, pero que comparten el hecho de ser recolectados para la alimentación. Estas clases de etnocategorías parecen situarse en un mismo nivel de jerarquía ya que indistintamente, todas ellas incluyen especies subordinadas. Esta situación es única por comparación con etnoclasificaciones de otras etnias, que son más rígidas (op. cit.:1999: 595).

La integración del mundo animal a la cosmovisión mapuche es evidente en las representaciones simbólicas de algunos grupos

de animales, principalmente reptiles, aves y mamíferos que aparecen en los mitos y relatos; en las referencias a animales en relación con el uso del ecosistema y las denominaciones del entorno geográfico (zootopónimos), y en la mención de animales en los apellidos (patronímicos). Entre los distintos grupos zoológicos destaca la significativa recurrencia de reptiles en los relatos míticos mapuche, apareciendo la serpiente, *filu*, *iway*, como un personaje central en ellos. Conocido es el mito que narra el conflicto entre las serpientes *kay kay* y *trentreng* (*trentren*, *tenten*), dueña de las aguas y de la tierra respectivamente. Este mito es central en cultura mapuche y explica el origen de las generaciones y la procedencia de los linajes que tienen nombre de peces. En cuanto a la presencia de anfibios, destaca *arümko* (*Bufo chilensis*), cuidador de la pureza de las aguas. También se le llama *Ngenco* (Ibid. 604).

Entre los mamíferos, hay varios animales significativos en este contexto. La nutria de mar (*Lutra felina*), *ñullñull*, es patrona de los mares y tiene su análoga mitológica en *llulllul* o *ngenlafken*, animal mitológico, dueño del mar y de los lagos, representado como un gato marino que reproduce el ruido del mar. Lo respetan y lo invocan para tener suerte en la pesca (Platt, 1996, en Villagrán et al., 1998: 604). Aún más popular en los relatos son los zorros *chilla* o *ngürü*, *kulpew* y *payne ngürü* (*Pseudalopex griseus*, *P. culpaeus* y *P. fulvipes*). Relatos *pewenches* destacan la importancia de *kulpew* y otros mamíferos como el tigre (*nawel*) y el puma (*pangi*, *trapial*), como animales tutelares entre los mapuche (Villagrán et al., Op.cit.: 605).

Las aves y en general los animales voladores representan para los mapuche la encarnación de espíritus de antepasados muertos recientemente, que anuncian buenos y malos augurios. Las aves nocturnas por ejemplo, (*kongkong*, *chuchu*, *nuko*, *chiwüd*), son anunciadoras de mal agüero. El *keltewe* o *trile* es considerado benéfico, pues ayuda en la vigilancia de las casas; sin embargo, también puede anunciar la muerte del jefe de familia, cuando vuela en círculos sobre su casa y luego se encamina hacia el cementerio.

El *ñamku* o aguilucho (*Buteo polyosoma*), es considerado un ave amiga que cuida los rebaños y es saludado con respeto. *Mañke*, el cóndor, recibe un trato de veneración y respeto, invocándolo como un padre, un hermano, un amigo (Villagrán et al., 1998: 605).

El cóndor (*Vultur gryphus*), reúne las virtudes de ser *Kimche* o persona sabia, *Norche* o persona que ama la justicia, *Kümeche* o persona bondadosa y *Newenche* persona poderosa o gobernante. Hoy se encuentra en estado de extinción (Rossi, 2003: 119)

Lo más notable, sin embargo, son las analogías de las conductas de algunas especies como el pato *ketrü*, el *choyke* y el *trile*, con la organización social mapuche y su representación ritual en la ceremonia del *nguillatun*.

La etología del pato *ketrü*, es el puntal de la imagen del propio sistema de organización mapuche. En su organización social,

guiada por los principios de parentesco patrilineal, exogamia y patrilocalidad, es el hombre quien trae a su pareja desde afuera de su comunidad y la mujer quien le corresponde salir de la suya para vivir en la comunidad de su esposo. Esta situación se asocia al simbolismo del ketru metawe, jarro en forma de pato ketro. Este solo se encuentra en posesión de las mujeres casadas y simboliza según Dillehay y Gordon (1977), una analogía entre el sistema patrilocal de los mapuche y la etología relacionada con la defensa territorial y la unidad de pareja del ketru, junto con las etapas críticas en la vida de la mujer (Villagrán et al., 1998: 609).

En el ngillatun, el choyke o avestruz, es representado en un baile, donde los hombres mapuche bailan imitando los movimientos del choyke en el ritual del cortejo. Según Foerster (1995), en este baile del choykepurun, se representa el sistema patrilineal de la sociedad mapuche, por analogía entre este sistema social y la conducta del choyke, en la que el macho es el que incuba los huevos puestos por la hembra, actuando como el protector, proveedor y sustentador de la familia. El hombre mapuche cumpliría estas labores y sería el que, a través de su apellido, le entregaría un sentido de pertenencia a un linaje y lo ubicaría dentro de la sociedad mapuche (op.cit.:610).

Rozzi et al. (2001), entre los que se cuenta el poeta Lorenzo Aillapan y la científica Francisca Massardo, han publicado recientemente una Guía multiétnica de Aves de los bosques Templados de Sudamérica Austral. De esta obra nos interesa destacar algunos ejemplos vinculados a la etnozología yagana, pueblo casi extinto del sur de Chile y cuyas voces en este caso, corresponden a las enseñanzas de las hermanas Úrsula y Cristina Calderón.

Ellas han relatado más de una historia vinculada a las aves; conocen mucho de su ambiente y su sabiduría la transmiten a través de la palabra. En los bosques del Archipiélago del Cabo de Hornos, habita el carpintero negro o carpintero gigante *Campephilus magellanicus*, cuyo nombre es Lána o Kanára en yagan y kūrüpütriu en mapudungun. Según Juan Calderón, abuelo yagán, el origen de esta ave se remontaba a la época cuando los pájaros todavía eran humanos. En ese tiempo, un chico se enamoró de su hermana y aunque trataron de no estar juntos sucumbieron finalmente a su amor. Ahí se convirtieron en pájaros y vivieron siempre juntos en los bosques.

Omora es uno de los nombres yagan para el picaflor chico o colibrí (*Sephanoides sephanoides*), conocido también como Sámakéär en la misma lengua y pinda en mapuche. Omora es un visitante ocasional del bosque austral, considerado por el pueblo yagan como un ave a la vez que como un pequeño hombre o espíritu que mantiene tanto el orden social como el orden ecológico.

Hoy la figura de Omora inspira una iniciativa de conservación integral en el cabo de Hornos (Rozzi, 2003: 99).

MANEJO DE REBAÑOS, HUMEDALES Y PASTIZALES

Dentro de las grandes categorías de paisaje, los pobladores privilegian el uso de formaciones vegetales azonales, entre las que destacan las Vegas y Bofedales, por su valor para las actividades pastoriles. En el Piso altoandino, extensos sectores del Altiplano están ocupados por el Bofedal o Hok'ó, turberas dominadas por especies diminutas, que conforman cojines duros, en situaciones con acumulación de agua edáfica; a menor altitud, en el Piso Puneño, muchas de las especies del Bofedal crecen formando franjas que bordean los ríos y esteros del fondo de las grandes Quebradas de la Precordillera (Villagrán & Castro, 1997). Vegas y Bofedales, reciben cuidados especiales de parte de los pobladores con el fin de maximizar sus pastos. A veces son regados con aguas de fuentes cercanas; en ocasiones se practica la roza e incluso se efectúan transplantes de champas (Villagrán et al., 2003).

Las actividades vinculadas al manejo de los recursos forrajeros de los ecosistemas andinos de la región generan un tipo de asentamiento humano disperso y transitorio, distinto a la vivienda aglutinada que caracteriza a los pueblos. El asentamiento se articula en torno a un núcleo aldeano central y varias localidades menores dependientes de éste, tanto agrícola como ganadero. Para las labores pastoriles se utilizan las Estancias, en las cercanías de las vegas, bofedales y quebradas, y en los ámbitos de distintos pisos ecológicos. Donde hay recursos importantes, las estancias pueden llegar a constituir un caserío no aglutinado, el cual puede llegar a ser ocupado en forma permanente. Las cama de arriero son grandes abrigos rocosos, localizados en taludes de altas quebradas y cerrados por un muro, que permiten estadías de hasta una a dos semanas. Los balconcitos son aleros rocosos más pequeños que se usan durante un día, ocasionalmente dos. Por último, se construyen muritos con unas pocas hiladas de piedras, para protegerse del sol y el viento o para cazar, mientras se pastorea (Aldunate & Castro, 1981).

El patrón estanciero está estrechamente vinculado al pastoreo y el espacio ocupado pertenece a una comunidad determinada a la que los dueños de estancias reconocen como su núcleo originario. El territorio de cada comunidad está conformado tanto por el área en que se localiza el pueblo, como por las zonas aledañas que son ocupadas con fines económicos o sociales por la comunidad. El espacio reconocido por cada una de las comunidades está delimitado por marcadores naturales o por apachetas. Múltiples mecanismos, especialmente aquellos basados en lazos de parentesco, posibilitan el usufructo del territorio y tejen la trama social intercomunidades (Villagrán & Castro, 1997).

En la primera región el sistema de usufructo de bofedales y el manejo ganadero ha sido estudiado por Gundermann (1984). En la segunda región, se cuenta con estudios para territorios altoandinos como Ollague (Romo, 2003) y Talabre, en el Salar de Atacama (Morales, 1997) Para ejemplificar, consideraremos un caso de la Segunda Región del país en la zona de río Salado en



Llamas pastando en tolar, Región de Tarapacá. Foto: Jorge Herreros.

región del Loa Superior, que comprende comunidades asentadas entre los 3000 y 4200m de altitud (Villagrán & Castro, op.cit.).

Llamas: Se considera la mayor riqueza tener un rebaño de llamas numeroso, por su valor ceremonial y práctico, dentro de la visión andina, su lana, y como un ahorro frente a gastos imprevistos de la unidad familiar. Cada llama provee en la trasquila de seis a ocho kilos de lana. Salvo muerte por accidente, no se consumen ni venden sino en ocasiones de ceremonias específicas, dentro de un ciclo calendarico religioso anual bastante lleno de conmemoraciones, casi mes a mes en promedio. Las llamas son las que tienen más movilidad y su ciclo anual comprende distintos pisos ecológicos.

Alpacas: A principios de 1990, el Servicio Agrícola Ganadero (SAG) ofreció a cada unidad doméstica el regalo de cinco alpacas, a condición de que luego les fuera devuelto un ejemplar. Todas las unidades que se consideraron capaces de cuidarlas aceptaron el total ofrecido, o al menos, un macho y hembra reproductivos. En los pisos más bajos (300msnm) las alpacas se mantienen todo el año en la vega, específicamente en el corral y alimentadas especialmente con alfalfa; en la mañana y en la tarde se llevan a la vega a comer pasto fresco y tomar agua. En lugares más altos (3400 y mas msnm) la alpaca se deja libre en la transición tolar-pajonal, pero en un radio relativamente

cercano al pueblo. Hay variedad de pastos frescos y agua suficiente para que beban en las vertientes.

Ovinos: Son mayoritarios en las vegas. En los pueblos también se mantienen ovejas, las cuales reciben pasto (alfalfa y unquillo)¹¹ en el corral, antes de las 12; después son conducidos a la vega por el pastor y su (s) perros. Esta especie no puede pastear sola, como es el caso de llama y alpaca. Se les lleva también a la quebrada; se utiliza además, la broza de las andenerías y las champas del canal de riego.

Caprinos: Se les maneja en forma similar a los ovinos. Su número es menor al de las ovejas y llamas. Aunque son valorados por su leche (para elaborar quesos, consumo familiar, intercambio interno y venta), son considerados remolones para pastorearlos y más lentos que las ovejas. Un caso de manejo reciente se desarrolló en la localidad de Turi. Los lugareños organizaron una cooperativa para poner en marcha una lechería, con el fin de producir queso de cabra. El resultado fue tan exitoso, que incluso el producto se comercializó en los supermercados de Calama.

Burros: Se cuenta con algunos de estos animales principalmente para transporte y carga, a veces en pequeñas recuas para el intercambio entre comunidades. Hasta mediados de este siglo,

11 "Unquillo"(*Baccharis juncea* y otras especies).

caravanas de llamas partían de Copacoyo y Toconce hacia Atacama, en Marzo y Abril, época de recolección de los frutos de chañar y algarrobo en los oasis de pie de puna. Los arrieros (caravaneros) iban en burro, conduciendo de diez a veinte llamas cargados con charqui, carne y llamas para intercambio.

El origen de los rebaños se genera por los regalos de padres, padrinos y a veces tíos, a partir del nacimiento de los hijos de cualquier sexo, el corte de pelo del niño¹², habitualmente al año de vida, y también cuando cualquier hijo forma familia independiente, aportando cada miembro de esta nueva unión su parte de ganado. El niño puede poseer a los cinco años, de dos a cinco animales o más, adscritos al rebaño familiar hasta que constituya definitivamente su propia unidad doméstica. Se suele regalar en todas estas ocasiones una pareja de llamas, otra de corderos y una o dos cabras. Dentro de un sistema de reciprocidad simétrica, las familias pueden regalar de uno a un par de ejemplares por especie si una unidad doméstica, por razones diversas, llega a quedar sin su rebaño. Un modo de aumentar el ganado es por la herencia en vida de abuelos y padres o cuando estos fallecen.

Hay una forma diferente de origen de los rebaños en la concepción de los pobladores: algunos cerros tutelares (Castro, 2000; Castro & Aldunate, 2003). Castiga a quienes extraen demasiado o no son respetuosos no permitiendo la extracción de sus recursos (Ibid.)

Un factor que ha afectado fuertemente la pesca artesanal es la presencia de la pesca industrial y la excesiva explotación de mariscos. El Estado chileno ha buscado solucionar el problema de la sobreexplotación de recursos y la protección de la pesca artesanal a través de la creación de Áreas de manejo y Explotación de recursos bentónicos. Dichas áreas son sectores delimitados de la costa sobre los que se definen derechos de pesca exclusivos a favor de la pesca artesanal, asignándoseles a comunidades de pescadores organizadas. Para la concesión del área de manejo debe presentarse un plan de explotación elaborado por una institución calificada tomando en consideración los factores biológicos y pesqueros que permitirán una explotación sustentable del área solicitada. Poco se ha estudiado cuáles son los conocimientos tradicionales sobre el manejo de recursos marinos que poseen los pescadores. Un ejemplo de estos estudios es el efectuado por Romo (2004) que describe el manejo sustentable del alga luga cuchara (*Mazaella laminaroides*) por parte de la comunidad de algueros de la caleta de Coliumo (VIII Región). Esta alga ha sido colectada por más de 40 años para su posterior comercialización, y estudios evaluaciones de las praderas en los años 1987 y 1996 han demostrado que existe un manejo adecuado que no ha afectado a las algas ni la fauna asociada (mallku, específicos para cada comunidad y también regionales) han "prestado" a los seres humanos el ganado camélido, y son los que permiten la reproducción del mismo.

El rebaño es objeto de rituales propiciatorios para su multiplicación, como es el "floramanto", en Diciembre-Enero, a veces Febrero, y el "Rodeo"¹³, que incluye como parte necesariamente preliminar la "cchuya", (purificación o limpia ceremonial del ganado), durante Junio. Ambos meses tienen celebraciones cristiano-indígenas¹⁴ y son coincidentes con ciclos de parición del ganado. En el Rodeo solo una proporción de cada especie es enflorada, pero el ritual entero en términos de discurso, presencia de un yatire y ofrendas, es muy similar al floramento estival, de carácter más colectivo y en que se enflora a todos los animales.

El pastoreo es realizado por mujeres, niños de ocho a diez años de ambos sexos, adolescentes, o personas de edad mayor a los sesenta años. No obstante, existe toda la flexibilidad necesaria, de acuerdo a las situaciones particulares de cada unidad doméstica, por ejemplo cuando disminuye la cantidad de pastores porque los niños deben ser enviados a escuelas de concentración de frontera o a la ciudad más próxima; el servicio militar obligatorio para los muchachos; trabajo de minería, ferrocarril, turbinas, vialidad u otros servicios, en el caso de los jefes de familia. Para solucionar la falta de pastores se recurre al pastaje, por períodos definidos entre las partes; así, una pastora puede tener una cantidad en pastaje, por ejemplo, de 30 corderos para pastorearlos con los propios, si su rebaño no excede de unos 60 a 70 ovinos. Muchas pastoras que quedan solas por tiempos prolongados reciben niños de entre diez y doce años por un período de 10 a doce meses, originarios de pueblos de Lípez de Bolivia, a quienes enseñan a pastorear, a hilar lana, tejer sogas y otras artes de la textilería que se realizan mientras se pastorea. (Villagrán y Castro 1997).

ROTACIÓN GANADERA

En los pueblos, los ganados son mixtos, pero muy rara vez se ven las llamas, ya que son las que tienen más movilidad dentro del sistema andino de manejo ganadero. Como ya se dijo, los ovinos y caprinos tienen un régimen de pastoreo diurno, con pastor y perro, y con preferente usufructo de la vega. La alpaca es mantenida todo el año en la vega. Con respecto a las llamas, se pastorean solas en vegas, en el campo tolar, en el cerro o pajonal altoandino, o lo llevan por períodos diferentes de tiempo a los bofedales altoandinos. La práctica de diversificar el forraje es múltiple. Si ha llovido, entre Febrero y Abril, se privilegian las estadías por una o dos semanas con el ganado ovino y caprino, en estancias por el campo. Así los animales comen una cantidad de pasto fresco y pastos de lluvia, diversificando su alimentación.

De acuerdo a las entrevistas realizadas, se puede establecer el siguiente esquema general del ciclo anual del ganado,

¹² Costumbre andina que se practica al año de vida.

¹³ En solsticio de invierno

¹⁴ Santos de especial significancia en el mundo andino en su conjunto, como San Antonio, patrono de los llamas o San Juan de las Ovejas (Castro, 1997a).

tomando como ejemplo el manejo de la Vega de Turi, situada a los 3000 metros de altitud:¹⁵

Septiembre a Marzo:	VEGA
Abril a Mayo:	CAMPO
Junio a Agosto:	QUEBRADA

El largo período de uso de la Vega de Turi es complementado con alfalfa, forraje adveno, tradicional desde tiempos coloniales, cultivado especialmente para la mantención del ganado en el corral, durante las épocas más secas o de festividades. Desde Septiembre a Octubre, y en Enero-Febrero, el ganado subsiste preferentemente del pastoreo en la Vega, con permanencia de seis a once horas diarias. En Noviembre y Diciembre el ganado es alimentado con alfalfa por la mañana y llevado a la Vega a mediodía, hasta aproximadamente las seis de la tarde.

Desde Marzo a Mayo, inmediatamente después de las lluvias estivales (Invierno Altiplánico), el ganado es llevado al Campo a pastorear, y consume preferentemente la rica flora de herbáceas que se desarrolla en este tiempo. De acuerdo a Aldunate et al. (1981) el concepto Campo involucra la Pampa semidesértica y el matorral o Tolar. En el Campo el animal se alimenta de malva (*Tarasa tenella*), pingo-pingo (*Ephedra breana*), tamor (*Adesmia atacamensis*), mutucuru (*Hoffmannseggia eremophila*), cebadilla (*Eragrostis peruviana*), lukupa (*Silvaea pachyphylla*), añagua (*Adesmia spinosissima*), kiri (*Chuquiraga kuscheii*), bailahuén (*Haplopappus rigidus*), chachacoma del burro (*Senecio atacamensis*), lampaya (*Lampaya medicinalis*), rosa (*Junellia seriphoides*), he-diondilla (*Polyachyrus carduoides*).

En los meses de invierno, desde Junio hasta Agosto, el ganado es llevado a Quebradas abrigadas, donde consume brea (*Tessaria absinthioides*), unkilllo (*Juncus balticus*) y grama (distintas especies de *Distichlis*). Algunos sectores de la Vega son irrigados entre Mayo y Agosto de modo que, no existiendo fuertes heladas o vientos, es también posible su uso en este tiempo.

Dos factores han determinado la merma de las actividades agropecuarias de los altos Andes del Loa Superior. El primero reside en la segmentación de la amplia territorialidad con que contaban los pobladores, antes de la guerra de 1879. Tanto Toconce como Cupo se constituyeron como pueblos en el primer tercio de este siglo, pero el primero aparece mencionado en el siglo XVII; antes de la fijación de los actuales límites de Chile, eran territorio de estancias de originarios de Ayquina y de pueblos de Sud LÍpez (Aldunate et al., 1986). El segundo factor, ha sido la destrucción de los Bofedales altoandinos de la Subregión de San Pedro, hecho que prácticamente ha paralizado el manejo ganadero tradicional del Altiplano en el Loa Superior. En efecto, la extracción indiscriminada del agua de

Las tierras altoandinas de la vertiente occidental de los Andes, ha determinado profundas alteraciones del paisaje natural y restringido extraordinariamente el área de Bofedales y, por lo tanto, las actividades humanas tradicionales vinculadas a este recurso (Castro, 1997b).

Así, las actividades del pastoreo de Camélidos, con uso rotativo del Bofedal y del Cerro, como es característico en los ambientes de altura, se está realizando sobre la base casi exclusiva de los Pajonales del Cerro. Solamente persiste el manejo de pequeñas franjas ribereñas de bofedales en Linzor, Siloli, Cabana y Ojos de San Pedro, aunque en el presente, sin cultivos de altura.

En ciertos sectores de la subregión río San Pedro merodean las vicuñas, las que hasta el primer tercio de este siglo, se entrampaban en huaycos (hondonadas angostas), con el fin de obtener su lana. En ocasiones, las vicuñas machos se cruzan con las llamas hembras. A estos animales se los denomina cruzados, aunque la gente conoce el nombre de huari que se usa normalmente en los Andes. Estos cruzados se adaptan bien al rebaño de llamas, pero son más esquivas.

COMUNIDADES RURALES Y COSTERAS RURALES

En nuestro paisaje rural perviven tradiciones con raíces en los pueblos originarios como también tradiciones de la ruralidad europea en un proceso de cambio debido a la inclusión de modelos y elementos de la cultura moderna. El cruce de estas tradiciones han modelado a través de sus actividades este espacio, generado un mosaico donde interactúan paisajes naturales y paisajes culturales, produciéndose la fragmentación de los hábitats silvestres. Se entremezclan parches de bosques, humedales, praderas, cultivos, asentamientos y caminos. Hoy, con el auge de las plantaciones y diversas técnicas de la agricultura moderna, en muchas zonas de nuestro país este paisaje está en un proceso de cambio acelerado por la integración a los mercados internacionales.

En el año 1996 habían 811.705 personas trabajando en el agro ya sea agricultura familiar o campesina, habitantes rurales sin tierra trabajando asalariadamente y, crecientemente, de mano de obra urbana que concurre a labores en el sector silvoagropecuario (Ramírez & Foster, 2003). La dinámica del modelo de desarrollo económico actual, está cambiando los usos de suelo campesinos tradicionales, transformándolos de agrarios a forestales, o de agrario tradicionales a agrario exportadores. Hoy tenemos movimientos de población desde el campo a la ciudad, y también desde las ciudades a las áreas rurales, como flujos de mano de obra, (Romero & Ordenes, 2003). Un ejemplo de ello son las comunas de Constitución (VII región), Coelemu y Curanilahue (VIII), zona donde se expandieron fuertemente las plantaciones forestales a partir de 1974, lo que se asocia a una alta tasa de

15 Naturalmente el manejo ganadero en los bofedales altoandinos es diferente.

sustitución del bosque nativo. Estos campesinos expulsados de su tierra, corresponden a medieros y pequeños propietarios que vendieron sus tierras a las empresas forestales (Lara et al., 1996).

En los ecosistemas agrícolas existe una biodiversidad planificada (cultivos, bacterias fijadoras de nitrógeno, agentes de control biológico y otros) y otra biodiversidad no planificada referida a organismos que permanecen en el sistema después de la conversión agrícola o los que han colonizado los hábitats circundantes. Existiría una relación inversa entre la maximización de la producción agrícola y la biodiversidad, debido a los procesos de contaminación de nitrato y plaguicidas en cursos de agua, y la degradación del suelo y de los ecosistemas.

Los campesinos desarrollaron sobre la base de conocimientos tradicionales, técnicas que hoy son revaloradas y revitalizadas bajo el concepto de "modelos agroforestales" o "agroforestería". Esto es la combinación de diversas especies de cultivos y/o ganado en un mismo espacio productivo, bajo distintas formas de ordenamiento o en diferentes períodos de tiempo. Se combinan así la producción de alimentos, forrajes, materiales para la construcción y combustibles, con especies que tienen como finalidad dar protección a suelos, cultivos y animales, o la protección de áreas frágiles como laderas o riberas de cursos de agua (Romo, 2003; Vargas & Sotomayor, 2004). De la misma forma se conservan en nuestras zonas rurales diversas tradiciones entre ellas culinarias, que fomentan el cultivo de especies que no son comerciales pero que sin embargo siguen produciéndose para el autoconsumo (Montecino, 2004).

Si bien hasta ahora la conservación en esta matriz natural-cultural no ha sido muy relevada por los defensores de la biodiversidad, la preservación de estos parches de vida silvestre intercomunicados por corredores como cursos de agua, cercos vivos, o zonas de uso mixto, pueden ser un importante aporte a la conservación de la biodiversidad sobre todo tomando en cuenta las limitaciones de las áreas silvestres protegidas (Armesto, 2002). Experiencias en este sentido son las de viñedos en la zona de Nancagua, donde se buscó recuperar la diversidad biológica dentro de una gran superficie de monocultivo. Esto se logró mediante la revalorización de la estructura espacial de un valle a partir de su topografía y la manera en que el agua se desplaza por la viña, y plantando distintas especies nativas (Fernández, 2003).

El mar chileno es otra gran fuente de recursos explotados tradicionalmente por nuestros pueblos con bastante profundidad temporal existiendo ocupaciones humanas de hasta 8.000 años de antigüedad (Grosjean et al., 1997). Allí se han recolectado algas y mariscos, cazado aves y mamíferos y practican la pesca de orilla y mar adentro. Hoy existen aproximadamente 50.000 personas dedicadas a la extracción de recursos costeros (Alvear, 2005). Los habitantes de la costa chilena quienes

practican hasta hoy en forma complementaria actividades de pesca, extracción de mariscos y recolección de algas. Dichas prácticas están sujetas a la disponibilidad de los recursos marinos la que fluctúa de acuerdo a los eventos de la corriente del Niño, estacionalmente y de un año a otro y según los distintos grados de especialización productiva alcanzada por las comunidades, y las tradiciones locales. Estas comunidades demuestran una gran flexibilidad en su capacidad de ir explotando nuevos recursos de acuerdo a las demandas de los mercados, lo que está condicionado por la posesión de conocimientos y técnicas para su desempeño y la posibilidad de acceder a las tecnologías necesarias (Recasens, 2005).

Los pescadores desarrollan asentamientos temporales de carácter estacional que permiten a las familias explotar distintos sectores del litoral, donde se pesca, se extraen mariscos y recolectan algas. Llegan a formarse verdaderas comunidades que se desplazan por lapsos inclusive de meses. Esta es una práctica de movilidad que permite no sólo que exista un tiempo para que los recursos se renueven, sino que además permite reforzar los lazos de la comunidad de pescadores, y una fuente importante de socialización en esta forma de vida a los niños que participan de estas labores (Recasens, 2005). También pescadores y buzos mariscadores pueden migrar temporalmente grandes distancias en busca de recursos que de zonas alejadas, por ejemplo, pescadores de la zona central se trasladan hasta Aysén o Copiapó en determinadas temporadas habitando en improvisadas chozas o carpas.

Al igual que en el caso de los pueblos originarios, se ha descrito que ciertas comunidades tradicionales de pescadores en Boyeruca (VII Región) y Bucalemu (VI Región) perciben el mar como una entidad viva con características de divinidad, con sentimientos y voluntad al que debe respetarse. Por lo anterior, se requiere prudencia en la explotación de los recursos, el mar reacciona negativamente frente a la ambición y actitudes temerarias o irrespetuosas.¹⁶

Las áreas de manejo apuntan en el sentido del paso de una lógica de cazadores recolectores a una lógica de cultivadores del mar. Un claro ejemplo son las comunidades que cultivan el pelillo, tecnologías para la siembra y cosecha, y con tiempos estacionales de cosecha. Sin embargo, no hay que perder de vista los conflictos que pueden suscitarse en las áreas de manejo como por ejemplo el acceso libre de las playas, por lo que personas extrañas al lugar pueden menoscabar el trabajo realizado por las comunidades locales. También las áreas de manejo pueden ser fuente de conflictos con otras comunidades que pudieran tener derechos históricos a ocupar dichas áreas de recursos (Alvear, 2005).

Finalmente hablaremos del turismo que si bien es una actividad propia de los habitantes urbanos pueden impactar fuertemente en los entornos rurales. La expansión del

16 Otros valiosos escritos en este sentido para Chile son los de Arrizaga (1988), Bittman (1986) y Mazuda (1988).

turismo es un fenómeno característico del siglo XX donde se conjugan factores como grupos sociales con un creciente bienestar económico, la mejora de los medios de transporte y la creciente necesidad de las personas por acceder a espacios que los reencuentren con la naturaleza perdida en las ciudades. Sin embargo, el crecimiento indiscriminado de la actividad turística bajo un modelo de turismo de masas puede ser una amenaza para el mismo recurso que se desea explotar, esto es la naturaleza. Playas, ríos y lagos pueden sufrir procesos de contaminación por eliminación de desechos y de perturbación de los hábitats silvestre producto de una intensiva ocupación humana. No obstante las nuevas formas de turismo como el agroturismo y el turismo ecológico, con un adecuado manejo, pueden ser potencialmente menos destructivas; actividades como caminatas, safaris fotográficos, rafting, trekking, escalada alcanzan una creciente popularidad. Muy unidos a lo anterior los turistas hoy en día buscan también un acercamiento a los valores culturales de los destinos que visitan por lo que dichas actividades se combinan con tours a centros arqueológicos e históricos, y a la posibilidad de participar en las actividades cotidianas de las comunidades que se visitan.

Hoy más que nunca, se requiere promover un turismo consciente y controlado, hacia las reservas, parques naturales y otros paisajes culturales y naturales de nuestro país.

HABITANTES, CIUDAD Y BIODIVERSIDAD

La ciudad, lo urbano se nos plantea como oposición a lo rural y/o lo natural. Sin lugar a dudas, en la sociedad actual el crecimiento y densificación de los centros urbanos, muchos de ellos con modernas infraestructuras y tecnologías, nos acentúa la dicotomía entre naturaleza y cultura entendida esta como la cultura urbana hegemónica. La especie humana es capaz de alterar fuertemente los ciclos de la energía y de los nutrientes, y una demostración de ello son los ecosistemas urbanos. Estos son sistemas complejos, artificiales, y están en una dinámica constante de expansión y de cambio. Extraen recursos y energía de los ecosistemas locales pero también de ecosistemas ubicados a muchos kilómetros de distancia. De la misma manera puede impactar con sus desechos a ecosistemas fuera de su área de impacto directo.

Las ciudades han crecido de manera inorgánica, produciendo segregación social, rodeadas por cinturones de pobreza con espacios públicos muy precarios, en ambientes sociales y físicos fuertemente degradados. La necesidad de crecimiento y densificación muchas veces se traduce en las pérdidas de espacios de diversidad cultural, social y biológica a través de la destrucción del patrimonio arquitectónico, paisajístico y natural de la ciudad, lo que redundará en una pérdida de la identidad característica de ese espacio urbano. En síntesis, se produce un deterioro general de la calidad de vida de sus habitantes y una insuficiente calidad ambiental del asentamiento humano (Gross, 1998). ¿Son realmente la ciudad y la naturaleza aspectos irreconciliables? En verdad de una u otra

forma la naturaleza está integrada en el espacio urbano, de la misma forma en que naturaleza y cultura están en permanente interacción.

Los centros urbanos son el espacio vital de 86,6% de la población chilena. Sin embargo, También son un espacio que debe preservar algunas de sus características naturales para poder servir como hábitat humano. Es por esto que en las ciudades encontramos "cinturones verdes" o "parches" verdes que conjuntamente con contribuir al esparcimiento y la recreación ayudan a prevenir inundaciones, moderar las condiciones climáticas, conservar recursos hídricos y cierto grado de biodiversidad. La "urbanización de la pobreza" es una consecuencia inevitable de la falta de empleo, planificación física, ordenamiento territorial, políticas sociales, urbanas y ambientales. Para poder sobrevivir, los pobres urbanos muchas veces se ven obligados a construir su vivienda y cultivar sus alimentos en zonas peligrosas, frágiles o altamente contaminadas. La pobreza urbana se ve asociada a procesos de contaminación por falta de sistemas de eliminación de residuos, deforestación y contaminación del aire por el uso de leña como combustible, tenencia de animales en condiciones no adecuadas, y deterioro general del medioambiente por la falta de planificación de sus asentamientos lo que redundará en la carencia de áreas verdes, falta de pavimentación de las calles, y otros aspectos negativos.

Las clases sociales medias y altas cuentan con mayores superficies de áreas verdes, así como la planificación de su diseño urbano contempla jardines y parques forestados. Por ejemplo en Peñalolén, la distribución de la cobertura vegetal muestra una concentración de los mayores porcentajes en los sectores donde se concentran los grupos de mayores ingresos, demostrando un proceso de comodificación, esto es la entrada a la lógica de la mercancía, de uno de los principales componentes del medioambiente urbano (Fuentes et al., 2011). A su vez, Inclusive los grupos sociales más acomodados han desarrollado la tendencia en los últimos años de asentarse en lugares periurbanos, en parcelas o condominios en la búsqueda de un mayor contacto con la naturaleza, lo que agudiza el fenómeno de crecimiento de las ciudades a expensas de las áreas agrícolas. Un ejemplo de esto es lo que ocurre con la conformación de barrios residenciales de la clase acomodada que han surgido en lugares agrícolas en torno a Santiago como Chicureo, Huechuraba, Lomas de Lo Aguirre, Pirque y Angostura de Paine entre otros (Vidal, 2002), la urbanización creciente de estas áreas y los efectos de conurbación con la ciudad mayor, podrán acarrear serios efectos ambientales y sociales si no se toman las medidas reguladoras apropiadas.

Un ejemplo de defensa de la biodiversidad corresponde a la población de la ciudad de Valdivia, la que resultó fortalecida posteriormente al desastre ecológico del río Cruces. El Santuario de la Naturaleza "Carlos Anwandter" se convirtió en un referente de la defensa ambiental internacional, el año 2004 cuando se conoce la mortandad de cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) debido a la evacuación de

residuos contaminantes en el río Cruces por parte de la Planta de Celulosa Valdivia perteneciente a (CELCO S.A.). La respuesta social de la comunidad, trascendió más allá de la mera protesta, generando una participación activa con acciones de comunicación, educación y legales (Sepúlveda & Sudenberg, 2015). Los ciudadanos resignificaron conceptos como "humedal" y "diversidad biológica", pasando a percibirse como parte del entramado urbano valdiviano. La recuperación del humedal Angachilla, el que estaba siendo utilizado como vertedero clandestino, y recuperado por la junta de vecinos de la Villa Claro de Luna en la misma ciudad, es una demostración de la persistencia de esta donde se confluyen la preocupación ambiental y la soberanía ciudadana (Skewes et al., 2012).

Son pocos los estudios que relevan los aportes de los pobres a la conservación de la biodiversidad urbana, la mejora del paisaje y la calidad de vida de las ciudades. Estudios en otros países muestran cómo los pobres urbanos, muchos de ellos migrantes de zonas rurales de Montevideo y La Habana, desarrollan estrategias innovadoras para enfrentar sus necesidades alimentarias y de salud, produciendo sin pesticidas ni productos químicos, hortalizas, plantas medicinales, frutales, animales menores y acuáticos. Inclusive la agricultura en espacios urbanos por medio de plantaciones en huertos y jardines aparece como más diversificada que la agricultura moderna, cultivando variedades de frutas y vegetales que no están disponibles a nivel comercial y que de otra forma corren serio riesgo de desaparecer (Santandreu et al., 2002).

Ciertos barrios de muchas ciudades pequeñas, intermedias y grandes, tienen en el jardín una pieza clave de su imagen urbana. Este jardín cumple entre otras funciones la de mediar con la calle, articular la vivienda con el paisaje, y regular las relaciones entre vecinos. Estos jardines y patios son también gérmenes de biodiversidad enclavados en los dominios del cemento. De gran importancia para la calidad de vida urbana son también las veredas arboladas y/o con jardines, no sólo aumentan la calidad paisajística y ofrecen sombra y proyección, sino que también pueden ser corredores que intercomunican la fauna de otros espacios urbanos.

En la medida que desaparecen los jardines interiores en poblaciones y departamentos, se hace indispensable la presencia de áreas verdes y de esparcimiento cercanas. Un estudio en la comuna de La Reina en Santiago demostró que especies nativas, como el quillay y lingue, peumo, y exóticas, como el acacio parasitado por quintral, son excelentes hábitats para aves silvestres. El diseño de parques, plazas y jardines que privilegie la presencia de áreas verdes forestadas con plantas y árboles favorables para las aves, y una política comunal que permita que los árboles desarrollen un dosel frondoso puede aumentar la riqueza de aves terrestres en la ciudad, haciendo posible la conservación de aves nativas inclusive en espacios tan intervenidos por la actividad humana como la ciudad de Santiago (Díaz & Armesto, 2003).

Nuestra vida cotidiana en las ciudades puede afectar o favorecer la diversidad de distintas maneras, y muchas de ellas pasar prácticamente inadvertidas. Las mascotas como perros y gatos, pueden dañar especies de roedores y pájaros locales alterando los equilibrios ecológicos. La tenencia de especies protegidas, como por ejemplo el popular loro trichahue, es otra fuente de pérdida de la biodiversidad.

Como señalamos anteriormente el cultivo de plantas en jardines y huertos con fines alimenticios, medicinales u ornamentales pueden contribuir al mantenimiento de la biodiversidad. No obstante, la introducción de especies foráneas de plantas puede desplazar a nuestras especies locales y dañarlas (Figuerola et al., 2004). Preferir especies nativas no solo favorece la conservación de dichas especies, sino también la de otras especies asociadas a las mismas.

La planificación del crecimiento y desarrollo de las ciudades desde una perspectiva ecológica es imperativa. Se cuenta hoy con instrumentos normativos como los planes Comunales, o Intercomunales que deberían tener como misión modelar la expansión urbana de manera que está mitiguen sus efectos sobre los ecosistemas locales y regionales (Friedman, 1997). La planificación y gestión urbana deben considerar la mantención de "parches vegetales" y corredores naturales al interior de las ciudades, como una forma de mejorar la calidad de vida ambiental de sus habitantes y preservar la biodiversidad (Romero et al., 2001).

DIVERSIDAD CULTURAL Y ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN

Si bien ya hemos mencionado diversas iniciativas que tienen como objetivo el mantenimiento de los equilibrios ambientales en armonía con el desarrollo económico y social de los habitantes, en esta sección señalaremos brevemente algunas iniciativas estatales y privadas orientadas específicamente a la conservación de la biodiversidad.

El Sistema de Áreas Silvestres protegidas creado por el Estado Chileno han sido concebido bajo la filosofía de preservar hábitat naturales significativos para la sobrevivencia de numerosas especies, y cumplen un rol fundamental en la actualidad. Por ejemplo, estudios en el Santuario de la Naturaleza Yerba Loca, localizado en la Región Metropolitana, demuestran que es un efectivo reservorio de la biodiversidad regional, pese a las presiones que puedan estar ejerciendo sobre el medio ambiente los 6 millones de habitantes que pueblan la región (Kalin et al., 2002). Estos lugares, son además un punto de encuentro del habitante urbano con la olvidada naturaleza. Es necesario que exista una adecuada educación de la población para que colabore en la preservación y mantención de estos espacios, de manera de minimizar el impacto de la incursión humana. Por otra parte, las áreas destinadas a la protección de la naturaleza no son aislables completamente de la actividad humana, y están en un proceso permanente de cambio. Por ello es imperativo que las comunidades e instituciones

emprendan acciones de conservación y manejos activos, como lo han venido haciendo secularmente los pueblos originarios. Es de gran importancia que las comunidades locales, muchas de las cuales habitan al interior de los Parque y Reservas, sean incorporadas en el manejo y cuidado de las áreas protegidas, desde una perspectiva integradora reconociendo sus conocimientos tradicionales y experiencia. Otro desafío en esta línea es la instauración de una cultura participativa, integrando el valor intrínseco de la biodiversidad y diversidad cultural. La educación y empoderamiento de la comunidad mejoraría la efectividad de las estrategias de protección y uso sustentable de la biodiversidad (Jorquera-Jaramillo et al., 2012).

Las áreas silvestres protegidas sin embargo, no son suficientes por su reducido tamaño, por lo que para la conservación de muchas especies es necesario que se conserven, por ejemplo, espacios con bosque nativo en propiedades privadas (Armesto et al., 2002). Es así que desde comienzos de los años 90 aparece en Chile un movimiento espontáneo de iniciativas privadas de conservación de espacios naturales que ha significado la creación de al menos 250 Áreas protegidas Privadas, cuyos dueños son privados con la motivación de preservar espacios de alto valor natural (García, 2004). Cada vez más las personas comunes han internalizando esta especie de "conciencia ambiental" valorizando la naturaleza y su biodiversidad. Los paisajes ya no sólo tienen un valor económico productivo sino también un alto valor turístico, paisajístico, recreacional y patrimonial (Muñoz-Pedrerros, 2004).

Los seres humanos han introducido multiplicidad de especies en ecosistemas distintos a los originarios, produciéndose una reelaboración del territorio mediante estas migraciones no-humanas. Un ejemplo impactante de lo poderoso que resulta la introducción de nuevas especies fue la introducción del castor (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego, con fines de su reproducción para la peletería. Hoy día han colonizado el 98% de los ríos y arroyos de la Isla Grande e islas aledañas, y su impacto ha sido descrito como el cambio más grande a escala de paisaje ocurrido desde la última edad de hielo. Los castores talan árboles para la construcción de sus embalses en los ríos, produciendo deforestación, alteración de los cursos y cuencas, y transformaciones en los ciclos químicos y de nutrientes. Esto lleva a plantearse la pregunta sobre qué especies perteneces a qué lugar, y que sitio ocupa el ser humano en los ecosistemas (Ogden & Holmes, 2015).

También se han desarrollado leyes que protegen a la caza o extracción de ciertas especies que están en peligro lo cual sin lugar a dudas corresponden a medidas positivas para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, dichas políticas universalistas de conservación pueden entrar en conflicto con las comunidades locales, por lo que se debieran ejercer acciones de monitoreo y manejo de manera de que resulten beneficiado tanto el medio ambiente como la comunidad. Ejemplo de estos conflictos encontramos entre pescadores artesanales y lobos marinos que atacan las redes destruyéndolas y

consumiendo la pesca (Recasens, 2005), entre comunidades ganaderas de camélidos y las vicuñas que entran en competencia por territorios de forrajeo (Bonacic, 1998)

La sustentabilidad ambiental pretende promover la educación como fundamento de una sociedad más viable para la humanidad e integrar el desarrollo sostenible en el sistema de enseñanza escolar a todos los niveles. Un ejemplo de iniciativa en este sentido, es la campaña emprendida por la CONAMA junto con la comunidad ariqueña para la preservación del colibrí de Arica (*Eulidia yarrellii*). Aquí se han diseñado materiales educativos para los escolares, en conjunto con iniciativas para la reforestación con especies nativas como el chañar, la lantana y el chuve que sirven de alimentos al picaflor. En Chile han comenzado a desarrollarse también incipientemente centros ecológicos o de educación ambiental. Ejemplos de ellos son la Estación Biológica Senda de Darwin en Chiloé, el Parque Wallmapu de Concepción y el Parque Etnobotánico Omora en Magallanes (Rozzi et al., 2003). Estos lugares son punto de encuentro y de diálogo entre las comunidades científicas y las comunidades locales e instituciones estatales ocupadas del cuidado ambiental. Resultan tanto espacios de preservación de la biodiversidad como de educación y revitalización de las diversidades biológicas y culturales. Funciones similares podrían cumplir los parques zoológicos y jardines botánicos realizando labores educativas y trabajos de preservación y multiplicación de especies, aspecto que requiere desarrollarse en nuestro país.

El sistema educativo también debiera ser un espacio de puesta en valor y reproducción de los saberes ambientales locales. El estudio de Rojas-Maturana sobre transmisión oral de saberes y prácticas acerca del territorio, en familias del borde costero de La Araucanía, donde se encuestaron a niños, padres, docentes, y asesores culturales en cinco escuelas básicas, permitió demostrar cómo los saberes territoriales sobre el medio y su biodiversidad no encuentran un espacio dónde manifestarse fuera del hogar. Esta experiencia concluyó que "la sistematización en el acercamiento de los alumnos y alumnas a su cultura originaria, la permanencia en el tiempo de los asesores y asesoras culturales, el compromiso real de los profesores y profesoras no mapuches, y el respeto de estos hacia la cultura, puede lograr resultados satisfactorios en la preservación de la lengua y de las prácticas culturales en el territorio" (Rojas-Maturana & Peña-Cortés, 2015).

COMENTARIOS

Las ideas modernas sobre diversidad demuestran un interés tanto por el patrimonio natural como el cultural, dimensiones que interactúan y se potencian mutuamente. Los Instrumentos de Planificación Territorial tienen actualmente como tarea prioritaria impulsar el cambio que exige la contención de las tendencias de deterioro del ambiente y los recursos naturales que se han venido gestando y expresando durante muchas décadas, y que permanecen todavía activas. Para esto, se han explorado opciones que conjugan el cuidado ambiental, la

utilización económica racional de los recursos naturales, en particular los renovables, y la atención a la salud y el bienestar de la población. Desde este enfoque, la integración de políticas urbanas, principalmente las relativas a los usos del suelo, el transporte y el medio ambiente representan una estrategia clave en la búsqueda de escenarios de sustentabilidad urbana.

Si bien actualmente priman criterios científicos en la conservación de la biodiversidad las acciones que se emprenden están modeladas por la cosmovisión dominante (Jax & Rozzi, 2004). Dicha visión de mundo deviene de factores culturales, sociales y económicos, integrados en matrices desarrolladas históricamente en base conceptualizaciones filosóficas y políticas, los que finalmente se plasman en la diversidad de paisajes culturales que habitamos. La conciencia ambiental debe internalizarse también en los agentes del estado y el sector privado de manera de posibilitar la creación y mantención de las áreas silvestres protegidos y corredores. Esto generará importantes beneficios relacionados al turismo, la educación pública, e investigaciones científicas y podría ayudar a atraer los recursos financieros que se necesitan para un programa exitoso de conservación (Muñoz-Pedrerros, 2004).

Una educación fundada en la valoración de la diversidad biológica, social, y cultural permitirá superar la tendencia a orientar el comportamiento en función de intereses a corto plazo, o de la simple costumbre. De esta forma se contribuye a un cambio cultural en donde se promueven actitudes y comportamientos responsables con el medio ambiente, dirigidas al logro de un desarrollo culturalmente plural y físicamente sostenible (Aikenhead, 1985).

Uno de los problemas claves que enfrentan los pueblos indígenas es la existencia de conflictos denominados por Sabatini (1997) "socio-ambientales" causados por el acceso y control de los recursos del medio ambiente, siendo los casos más emblemáticos los de la Central Hidroeléctrica Ralco y los conflictos con las madereras en la IX Región, en los que se ha visto involucrado el pueblo mapuche. Aquí lo que se reclama son los derechos ancestrales sobre la propiedad y el control de su territorio y recursos, y la supervivencia de su forma de vida y costumbres. El resultado de la aplicación de un modelo económico que atenta contra la sustentabilidad ambiental ha provocado la toma de conciencia sobre el deterioro ambiental, lo que ha otorgado a las minorías mejores posibilidades de resistir la expansión de los intereses basados en el modelo económico dominante. No obstante, esto puede tener efectos contraproducentes corriéndose el riesgo de volver a la visión del "buen salvaje" donde los pueblos originarios se los idealiza naturalizándolos como perfectamente funcionales a su ecosistema. Esta visiones han sido utilizadas para servir a posiciones extremas del ecologismo convirtiendo a los pueblos originarios en un símbolo de resistencia ante la devastación que produce el modelo económico neoliberal y la aplicación del libre mercado. La superación de la pobreza de los grupos étnicos debiera sustentarse en la capacidad

de organización comunitaria que tienen estas sociedades, un capital a su favor; así también, las especificidades culturales son una valiosa posibilidad de desarrollo económico, lo que puede llevar a una integración sin avasallamiento cultural y sin la pérdida de identidad cultural. Sin embargo, para que eso sea posible debe existir una voluntad política que entregue efectivamente a estos pueblos los recursos y posibilidades reales para su desarrollo, y una mayor capacidad de control efectivo sobre lo que sucede en sus territorios. Los proyectos que afecten a las comunidades indígenas no sólo deben estar incorporados a un plan estratégico de desarrollo local ambientalmente sustentable que vele por los intereses locales, y respete los ecosistemas y la cultura de los pueblos indígenas, sino que también deben incorporar a estos pueblos en su planeamiento y diseño. Esto permitirá un desarrollo sustentable para estos grupos y para el país en general, basado en los principios de desarrollo económico, equidad y sustentabilidad ambiental. Sin embargo, no hay que perder de vista que para lograr un óptimo total, se deben sacrificar óptimos parciales; probablemente disminuirán crecimientos macroeconómicos en ciertas áreas. En fin, necesariamente se requiere una mejor distribución de la riqueza.

La debilidad e incapacidad por parte de Estado para hacer cumplir las normas de reguardo de los recursos naturales y culturales, en distintos proyectos de inversión ha obligado a las comunidades indígenas a desarrollar estrategias de movilización y judicialización para impedir dichos desarrollos. Aunque en el centro de las disputas está el tema de quién controla los recursos ambientales de estos territorios reconocidos como indígenas, un gran problema no resuelto para las organizaciones son los mecanismos de participación impuestos por el Estado, la forma de hacer "consultas" muchas de ellas "no vinculantes" y una vez que estos proyectos ya se encontraban en etapa de aprobación y sin poder realizarles mayores objeciones (Bolados & Boccara, 2015). La ratificación del Convenio 169 de la OIT en el año 2009 era una promesa de elevar los estándares donde la consulta a las comunidades indígenas era obligatoria y vinculante para el Estado, los procedimientos y mecanismos para realizarlas continúan siendo tema de disputa con varios intentos fallidos.

Hoy existe una política nacional preocupada de generar un ordenamiento territorial armónico. Se considera la elaboración de Instrumentos de Planificación Territorial, esto es, Planes Regionales de Desarrollo Urbano y Planes Reguladores Intercomunales y Comunales. Actualmente, se incorpora en forma temprana, en todos los niveles, el proceso de evaluación ambiental estratégica.

Ello tendría por meta un ordenamiento territorial que tome en consideración las características del territorio, valorando los recursos naturales con el fin de orientar sus posibles usos, estableciendo áreas de oferta y prioridades, de modo que el uso del territorio sea el más adecuado a sus características, permitiendo la conservación de los recursos y de la biodiversidad, y una

mejor calidad de vida para la población en forma sostenible. De esta manera, el concepto de ordenamiento territorial implicaría la búsqueda de la disposición correcta, equilibrada y armónica de la interacción de los componentes del territorio (Gross, 1998).

Muchas veces se plantea la duda acerca de la efectividad que pueden tener los comportamientos individuales, los pequeños cambios en nuestras costumbres cotidianas en los macroequilibrios ambientales. Los grandes problemas ambientales como la destrucción de ecosistemas, agotamientos de recursos, contaminación, etc. son debidos, fundamentalmente, a las grandes industrias; lo que cada uno de nosotros puede hacer al respecto es, comparativamente, insignificante. Sin embargo, "pequeños cambios" al multiplicarlo por los muchos miles de

personas pueden tener impactos significativos. Y más importante aún, es la generación de este cambio cultural sobre la responsabilidad ambiental, donde la presión social que cada vez más ejercen las comunidades, orientarán la toma de decisiones más apropiadas tanto de empresas como del estado en materias de conservación de la biodiversidad. La capacidad de valorar las diversidades biológicas, sociales y culturales va de la mano del avance de modelos de pensamiento fundamentados en una conciencia social-ambiental que promueve la solidaridad social intra e intergeneracional, el respeto por la heterogeneidad, y la armonía con el entorno.

Al finalizar esta nueva versión, Victoria Castro y Marcela Romo, autoras de la primera y segunda edición de este



capítulo quieren agradecer la confianza de nuestros coautores que contribuyeron con extensos artículos para ser editados por nosotras. Isabel Cartajena y Maria Teresa Planella coautoras de Victoria Castro en la sección tierras altas del norte y centro de Chile; Leonor Adán, Doina Munita, Rodrigo Mera y Marcelo Godoy, por su escrito ocupaciones humanas en el sur de Chile; Mauricio Massone por su sección de Extremo sur y Donald Jackson, quien nos legara su manuscrito inédito sobre la costa pacífica para esta edición, antes de su reciente fallecimiento en junio de 2015 y a quien con mucho cariño dedicamos esta versión. Compromete nuestra gratitud el arquitecto Fernando Maldonado, por la generosidad con las fotografías de su autoría.

Daño ambiental a las vegas de Cienaga Redonda, bofedal muerto por extracción de agua. Altiplano de Atacama. Foto: Jorge Herrerros.





◀ Litre (*Lithraea caustica*) árbol del bosque esclerófilo, al que por cultura popular se debe saludar cada vez que nos encontremos con él. Foto: Jorge Herreros.

EL HOMBRE Y LA BIODIVERSIDAD

6.3 CULTURA AMBIENTAL

Gabriela Simoneti-Grez¹ & Javier A. Simonetti^{1,2}

CULTURA AMBIENTAL: EL SUPUESTO OLVIDADO EN LA GESTIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

La conservación de la diversidad biológica es un proceso social y político. Por lo tanto, el apoyo ciudadano es indispensable para la implementación exitosa de políticas, planes y programas destinados a conservar la diversidad biológica. Estas acciones son necesarias para evitar, minimizar, mitigar o compensar alteraciones en la composición, estructura o funcionamiento de la biodiversidad producidas por actividades antrópicas (Brechin et al., 2002; Rands et al., 2010).

Para abordar esta tarea generalmente se emplea la aproximación de "Presión-Estado-Respuesta", establecido por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE), de la cual Chile es parte. Esta aproximación se basa en relaciones de causalidad y presupone que las diferentes actividades humanas modifican el estado de la biodiversidad,

transformándose en presiones para las cuales la sociedad debería decidir cursos de acción para remediarlas y con ello, recuperar el estado inicial de la biodiversidad (Butchart et al., 2010). Estas respuestas se ejercen tanto sobre los mecanismos de presión como sobre la biodiversidad afectada, lo que conlleva modificaciones a los modos, intensidades o lugares donde las acciones humanas se desarrollan. Esta aproximación, provechosa para orientar la gestión ambiental, conlleva cambios o restricciones al accionar de la sociedad, por lo que requiere que sea cabalmente comprendida, adoptada y apoyada por esta. No obstante su valor heurístico, este modelo ha sido criticado por los desafíos que conlleva establecer las relaciones de causalidad entre las actividades (presiones), los cambios en la condición ambiental y las consecuencias objetivas de las respuestas para resolver los problemas que estos cambios conllevarían (OECD, 1998).

Más allá de las potenciales dificultades técnicas para demostrar la causalidad entre actividades (presiones), cambios en la biodiversidad (estado) y la adopción de medidas (respuestas), el modelo "Presión-Estado-Respuesta" supone que la sociedad en su conjunto reconoce que una actividad determinada es

¹ Asociación Kauyekeñ (www.kauyekeñ.cl)

² Facultad de Ciencias, Universidad de Chile (www.conservacion.cl)

efectivamente un agente de cambio del estado de la biodiversidad, o expresado de otra forma, que de percibirse cambios en la biodiversidad, estos cambios son de su responsabilidad, y por lo tanto debería asumir la tarea de revertir la biodiversidad a su estado inicial con los esfuerzos normativos, logísticos y financieros que dicha tarea conlleve. Es decir, que comprenda, acepte como necesaria y se haga parte de la gestión de la biodiversidad. Este es un supuesto olvidado en la gestión de la biodiversidad.

Esta lógica supone que la sociedad efectivamente reconoce que una cierta actividad es una presión que cambia de estado a la biodiversidad y por lo tanto requiere de una respuesta. Sin embargo, en la medida que vivimos en un mundo más urbanizado, desconectado de experiencias con el entorno natural, la sociedad contemporánea enfrenta la "extinción de la experiencia" (Miller, 2005). La desconexión con la Naturaleza conlleva a que no se reconozca el entorno, la relación de la sociedad con el mismo, ni los cambios de estado, y menos a que se esté consciente de las implicancias de dichos cambios en su propio bienestar. Es más, en la medida que las nuevas generaciones se enfrentan a paisajes ya modificados, estos son su línea de base o estado "normal", generando un círculo vicioso de creciente falta de apreciación de la dependencia entre sociedad y naturaleza. Por ello, si no se valora ni percibe dicha relación, tampoco es considerado invertir recursos en acciones destinadas a la gestión de la biodiversidad.

Un ejemplo nacional lo demuestra nítidamente. Toda vez que un bosque nativo es reemplazado por una plantación forestal se reduce la riqueza de especies y abundancia de animales que habita dicho bosque (véase ejemplos en Simonetti et al., 2012). Por lo tanto, el reemplazo de los bosques es una clara presión sobre la biodiversidad, cuyo empobrecimiento es un cambio de estado que requiere medidas para remediar tal empobrecimiento, tal como lo pide por ejemplo, el Convenio de Diversidad Biológica en las Metas de Aichi, donde se acuerda que al año 2020 las zonas destinadas a silvicultura se deberán gestionar de manera que aseguren la conservación de la biodiversidad biológica. En Chile, las plantaciones de pino Monterrey o pino Insigne (*Pinus radiata*), especie exótica, han reemplazado extensas áreas de bosque nativo, particularmente en las regiones de mayor riqueza biológica. En muchas de estas plantaciones, la riqueza y abundancia de especies nativas se ha reducido o desaparecido. Por lo tanto, el manejo de estas plantaciones debería modificarse de forma que propenda a conservar la diversidad biológica nativa, de acuerdo a lo comprometido por Chile como signatario del Convenio de Diversidad Biológica. Afortunadamente los cambios requeridos para mitigar los impactos negativos son conocidos, pero su implementación requerirá de apoyo social, incluyendo por ejemplo, preferir

productos forestales que demuestren provenir de plantaciones que efectivamente protegen biodiversidad nativa. La población chilena sin embargo, es neutra respecto de considerar estas plantaciones como una amenaza al patrimonio biológico nacional. Esta disociación entre los hechos y sus percepciones se manifiesta solamente entre la gente más joven y quienes viven en ciudades, los que comprenden la mayoría de la ciudadanía nacional. Es más, mientras prácticamente todos los escolares de enseñanza básica son capaces de reconocer los pinos -una especie introducida-, pocos reconocen árboles nativos como el hualle (*Nothofagus obliqua*) e incluso el copihue (*Lapageria rosea*), la flor nacional. Paradojalmente, una fracción de los adultos apoyaría la conservación del pino mediante un pago asociado a incrementos de los costos de servicios energéticos, pese a que el pino es una especie exótica, base de una rentable industria forestal (Püschel-Hoeneisen & Simonetti, 2012). Este ejemplo demuestra que la verdadera naturaleza chilena no forma consciente parte del imaginario nacional. Por lo tanto, el supuesto en que descansa el modelo "Presión-Estado-Respuesta" es a lo menos, parcialmente falso en tanto la gestión de nuestro patrimonio biológico.

De continuar la disociación entre naturaleza y sociedad, el apoyo de la comunidad a la gestión de la biodiversidad no lograría fortalecerse, lo que debilitaría la posibilidad de lograr satisfacer los acuerdos del Convenio de Diversidad Biológica, y más importante aún, la política ambiental nacional en general. Por lo tanto, el desafío pendiente en la gestión de la biodiversidad, es restaurar las conexiones de nuestra sociedad con el mundo natural, de manera que se (re)conozca, se valore y aprecie nuestra dependencia e impacto sobre la naturaleza.

Afortunadamente, los ejemplos para resaltar dichas conexiones Naturaleza-Sociedad son numerosos, independiente que formen parte del imaginario nacional contemporáneo. A pesar de la creciente urbanización -en un país donde más del 86% de las personas viven en zonas urbanas (INE, 2008)- la sociedad aún convive cotidianamente con los beneficios que provee la naturaleza, algunos tan evidentes como el alimentarse, hidratarse, vestirse y recrearse, y otros que pasan desapercibidos pero de igual importancia, como la protección contra inundaciones y sequías, el control de la erosión del suelo, y la regulación climática. Todos estos beneficios, denominados "servicios ecosistémicos", satisfacen distintas necesidades del ser humano, y son la base de su bienestar (Summers et al., 2012). Asimismo, aun cuando no sea actualmente reconocida, la identidad chilena está fuertemente asociada a su biodiversidad. Chile tiene una larga tradición que vincula su cultura con su medio ambiente. Los pueblos

originarios por ejemplo, basaban sus ritos, cosmovisiones, alimentación y vivienda en la naturaleza. Más aún, esa relación persiste hasta el día de hoy incluso en las principales actividades productivas del país, las cuales se nutren de recursos naturales, como la pesca, la agricultura y el turismo, los que dependen de nuestra biodiversidad.

Costumbres, creencias, toponimias, dichos, leyendas, poemas, bailes y cantos, son algunas de las expresiones culturales que ponen de manifiesto el vínculo entre naturaleza y cultura que subyace a la historia de nuestro país. En un recorrido por Chile, encontraremos decenas de lugares que deben su nombre a la naturaleza que lo habita: en el norte por ejemplo, se encuentra la provincia de "Parinacota", que en lengua aymara significa Laguna de Parinas, y en donde hasta el día de hoy conviven más de 20.000 flamencos, entre ellos, la parina grande (*Phoenicoparrus andinus*) y la parina chica (*Phoenicopterus jamesi*), en el centro, está la provincia de "Colchagua", que en voz mapuche significa lugar de sapos y más al sur, están las villa y Reserva Nacional "Mañihuales" que en mapudungun significa lugar de mañios.

La naturaleza, además de dar nombre a los lugares en que habitamos, es la fuente inspiración de numerosos dichos. Entre ellos destacan "Mata de arrayán florido", nombre que se le da a los despistados que se demoran en reaccionar, haciendo alusión a que la flor del arrayán (*Luma apiculata*) aparece mucho más tarde que la de los otros árboles; "No cuece peumo", dicho popular que nace de la costumbre de coser los frutos del peumo (*Cryptocaria alba*) en la boca y que se refiere a las personas que no pueden guardar un secreto y "Más malo que el Natre", que hace referencia al sabor amargo de esta planta. También hay un sinnúmero de creencias locales asociadas a nuestras especies nativas que van desde anuncios sobre buena fortuna, hasta como evitar la picazón de una planta. Por ejemplo, se dice que si una perdiz (*Nothoprocta perdicaria*) vuela por el lado derecho de una persona, le dará buena suerte, en cambio si lo hace por el lado izquierdo, será un mal presagio. Pero la fortuna no solo la anuncia la perdiz, también puede hacerlo el canto del chucao (*Scelorchilus rubecula*) y una bandada de bandurrias (*Theristicus melanopis melanopis*). También se cree aquel que recibe la visita de una golondrina en su casa, partirá pronto de ese lugar –creencia asociada a que la golondrina es un ave migratoria– y que el vuelo bajo de un queltehue (*Vanellus chilensis*) pronostica lluvia. Por último, en un paseo por la zona central, nadie es indiferente a la presencia del litre (*Lithraea caustica*), árbol al que se debe saludar diciendo "buenos días Señor Litre", para evitar una reacción alérgica al tocar sus hojas.

La interpretación sobre las características de nuestra flora y el comportamiento de nuestra fauna han estado entreteljidos a lo largo de toda la historia de Chile con nuestro relato histórico. De esta manera también han nacido numerosas leyendas, que explican por ejemplo, el nacimiento de la flor de la añaña (*Rhodophiala psycelloides*), del copihue (*Lapageria rosea*) y del fruto del calafate (*Berberis microphylla*); todas historias en que la flora representa un amor inconcluso. Cuenta la historia que la añaña floreció en el lugar en que se enterró el cuerpo de una joven que murió de amor a la espera de su enamorado; el copihue nació luego que dos jóvenes enamorados fuesen muertos por pertenecer a comunidades enemigas, y el calafate del hechizo de una chamán, que debía frustrar la huida de dos amantes de tribus enemigas, convirtiendo a la joven en algo "extraño, hermoso e inalcanzable" (Plath, 2008).

Por último, innumerables expresiones culturales nacen de la observación y el vínculo con la naturaleza. Boldos, araucarias, musgos, junto a la selva austral son retratadas en el Poema de Chile (Mistral, 1967) de la Premio Nobel Gabriela Mistral, donde nos muestra que toda cultura comienza por el contacto con lo propio de nuestra tierra, nuestros bosques. Por su parte, en su Epopeya de las comidas y bebidas de Chile (De Rokha, 2002), Pablo de Rokha resalta ramadas con quincha de chilcas, los costillares preparados en asadores de maqui a los pies de peumos, pataguas y boldos, las bondades del humo de ulmos para el ahumado de la carne, entre otras delicias culinarias de nuestros bosques en una actividad tan diaria como alimentarnos. Los poemas de Gabriela Mistral y Pablo de Rokha resaltan el valor de lo nuestro en el diario vivir. Es más, Juvencio Valle, otro de nuestros grandes poetas, autor de "Del monte en la ladera" (Valle, 1960) se identificaba tanto con nuestros bosques que es conocido como "antropodéndrico", esto es, un "hombre arbóreo". Para él, el bosque es una casa, nuestra casa. El texto "El bosque chileno" de Pablo Neruda, corona estas loas a la naturaleza, afirmando que quien no conoce el bosque chileno, no conoce este planeta (Neruda, 2005).

Todos los ejemplos anteriores demuestran la relación entre nuestra calidad de vida, nuestra cultura e identidad y la biodiversidad que forma parte de nuestra Naturaleza. En la medida que estas relaciones sean conocidas y valoradas se podría contar con una ciudadanía ambientalmente culta, consciente de las consecuencias de sus actos sobre la biodiversidad y por tanto, podría evaluar la necesidad y pertinencia de las acciones emprendidas para gestionar el patrimonio biológico nacional. Aumentar nuestra cultura ambiental es un mandato indispensable para lograr una efectiva gestión de nuestro medio ambiente.



◀ Chaqueta amarilla (*Vespula germanica*)
comiendo una abeja nativa. Foto: Jorge
Herreros.

EL HOMBRE Y LA BIODIVERSIDAD

6.4 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Petra Wallem¹ y Aníbal Pauchard²

LAS INVASIONES BIOLÓGICAS COMO AMENAZA A LA BIODIVERSIDAD DE CHILE

EL FENÓMENO DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Las invasiones biológicas son hoy un fenómeno ampliamente representado en todos los ecosistemas del planeta, y reconocidas como una de las principales amenazas a la biodiversidad (CBD, 1992; Perrings et al., 2010). La metáfora de las "invasiones biológicas" se acuñó en la década de los 50's con la publicación en 1958 del libro *The Ecology of Invasions by Animals and Plant*, del ecólogo británico Charles S. Elton, con una investigación formal sobre métodos eficientes para el control de ratas, ratones y conejos, los cuales eran considerados plaga, inspirándose en su experiencia durante la segunda guerra mundial. A más de 50 años de la publicación de este libro, las invasiones biológicas son un fenómeno ampliamente estudiado, a la fecha con más de 15.900 publicaciones en todo

el mundo (Estévez et al., 2015). Las invasiones biológicas se definen como aquellos eventos en que una especie expande su rango geográfico de distribución, mostrando un crecimiento poblacional exponencial, ocupando regiones en que previamente no se encontraba debido a la acción del ser humano (Mack et al., 2000; Kolar & Lodge, 2001). La expansión de rango de las especies exóticas ocurre a una escala temporal acotada, y a una escala geográfica extensa, y responde al desplazamiento desde su rango geográfico natural por el ser humano producto del intenso intercambio económico entre países. Si bien muchas especies exóticas no logran establecerse en los ambientes hospederos, a los cuales han sido introducidas, aparentemente se produce un fenómeno conocida como la regla del diez, donde el 10% de las especies introducidas a una nueva área, sí logra establecer poblaciones viables en forma independiente de la influencia del ser humano, fenómeno que se conoce como la naturalización, en el caso de especies exóticas vegetales y asilvestramiento en el caso de fauna exótica (vertebrados e invertebrados), y de estas el 10% se vuelven invasivas (Williamson, 1993).

¹ Post Doctoral Fellow. Center for Applied Ecology and Sustainability. Pontificia Universidad Católica de Chile. petra.wallem@gmail.com

² Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) www.lib.udec.cl. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Concepción Casilla 160-C, Concepción, Chile. Fonos: 56-41-2204934, 2204679 Fax: 56-41-2255164. pauchard@udec.cl, anpauch@gmail.com

Las especies naturalizadas o asilvestradas, pueden coexistir con las especies nativas, sin afectar mayormente los ecosistemas hospederos. Sin embargo, un reducido número de éstas especies exóticas, aumentan su tamaño poblacional, expandiéndose en los paisajes hospederos; donde pueden modificar la estructura y funcionamiento de ecosistemas, al depredar sobre fauna nativa, transmitir enfermedades y competir por recursos con especies locales, provocando resultados indeseados al extremo de llevar a la extinción local y/o global especies nativas (Drake et al., 1989; Jaksic & Castro, 2014). Estas alteraciones son percibidas en forma negativa por actores sociales locales o por la sociedad, por lo que estas especies exóticas invasoras se transforman en objetivo de programas de control, manejo y/o erradicación (Parker et al., 1999).

Resumiendo, las especies exóticas invasoras para las que se generan programas de control, manejo y/o erradicación, responden a un fenómeno de tres componentes: ecológico, biogeográfico, y social-valórico. El componente ecológico da cuenta de la dinámica de crecimiento poblacional y de expansión territorial de una especie, el componente biogeográfico da cuenta del desplazamiento de especies a una escala temporal acotada, y a una escala espacial grande (que implica desplazamientos a otras zonas climática por ejemplo), dada la facilitación antrópica, y finalmente el componente valórico da cuenta de una sociedad global o local, que valoriza en forma negativa los impactos que las especies exóticas están teniendo sobre la biodiversidad nativa, por lo que se crean programas para su gestión (Fig. 1)

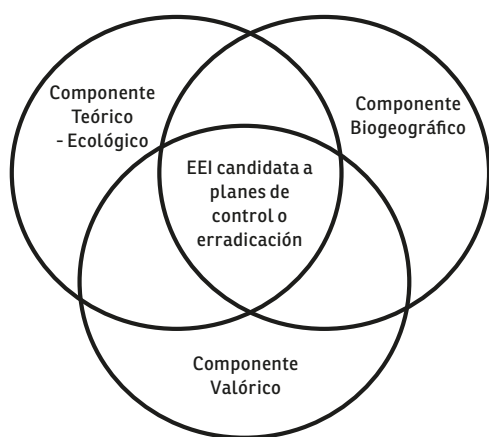


Figura 1. Esquema representativo de las componente que definen la existencia de especies exóticas invasoras sujetas o potencialmente sujetas a planes de control y/o erradicación.

Como se desprende del texto, existen múltiples definiciones de especies invasoras y para objetivos de este capítulo se utilizará la propuesta por la Convención de la Diversidad Biológica (1992): "plantas, animales, patógenos u otros organismos que son exóticos a un ecosistema, y que pueden causar perjuicios económicos o daños ambientales y afectar la salud humana. Particularmente aquellos organismos que afectan en forma negativa la biodiversidad, provocando la declinación y/o

extinción de especies nativas, a través de competencia, depredación, o transmisión de enfermedades, y por la disrupción local de ecosistemas y sus funcionamientos."

CONTEXTO HISTÓRICO DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS EN CHILE

En los últimos cinco siglos, la tasa de intercambio de flora y fauna entre el Nuevo y el Viejo Mundo se ha incrementado considerablemente (Crosby, 1972). En Chile, la conquista española en el siglo XVI marcó la introducción de un gran número de plantas y animales desde Europa y Asia hacia la región mediterránea de Chile (Montenegro et al., 1991; Jaksic, 1998). Las características climáticas de Chile central no solo permitieron el establecimiento del modelo hispánico de agricultura intensiva, sino también favorecieron la introducción exitosa de plantas y animales (Torrejón & Cisternas, 2002). Esto dio lugar a alteraciones ecológicas, sin precedentes, en los territorios habitados por indígenas con modos de usos extensivos del territorio (Aronson et al., 1998; Torrejón & Cisternas, 2002).

Chile permaneció muy aislado de otras zonas de América del Sur (Arroyo et al., 1996; Armesto et al., 1998), tanto debido a su aislamiento biogeográfico, que le han valido la denominación de isla continental con un amplio gradiente ecológico (Jaksic, 1998; Arroyo et al., 2000), como también por el bajo nivel de comercio existente hasta el siglo XIX. No obstante en la actualidad las especies exóticas invasoras se han transformado en una amenaza real para la biodiversidad de nuestro país, registrándose ya varios casos de alteración negativa y pérdida a la biodiversidad nativa por causa de las especies invasoras (Pauchard et al., 2011; Jaksic & Castro, 2014).

FLORA TERRESTRE

Hoy se reconocen cuatro grandes etapas en el proceso de introducción de flora exótica a Chile (Pauchard et al., 2011). La primera etapa de introducción comienza en el siglo XVI, donde se desarrollaron las primeras introducciones deliberadas de plantas exóticas por parte de los colonizadores españoles (Montenegro et al., 1991; Jaksic, 1998; Arroyo et al., 2000).

Durante la década de 1850, comenzó una segunda etapa de introducción deliberada de plantas promovida por diferentes agencias gubernamentales (Castro et al., 2005), las cuales importaban plantas a través de programas de intercambio con instituciones europeas con el fin de ser utilizadas en educación, medicina botánica, y en la búsqueda de nuevos cultivos (Philippi, 1882). Sólo en el Jardín Botánico de Santiago, alrededor de 2.000 especies introducidas se cultivaron para su estudio y propagación (Mostny-Glaser & Niemeyer-Fernández, 1983), aunque con el tiempo éste llegó a tener más de 3.000 especies exóticas (Marticorena & Rodríguez, 1995).

La tercera etapa de introducción se asocia a la masificación de cultivos forestales a mediados del siglo XX (Fuentes et al. 2008). Especies forestales muy competitivas en las condiciones climáticas de Chile, como los pinos (Pinaceae), eucaliptos



Caracol común (*Helix* sp.) es considerado una plaga que puede dañar jardines y cultivos, afectando las economías locales de pequeños agricultores. Foto: Jorge Herreros.

(*Eucalyptus* spp.) y aromos australianos (*Acacia* spp.), son plantados masivamente a lo largo del país. Estas especies no sólo se desarrollan bien, sino que con el paso del tiempo, se vuelven invasoras en zonas aledañas a sus plantaciones (Bustamante et al. 2004, Langdon et al., 2010; Fuentes-Ramírez et al., 2010) (Figura 1).

A fines del siglo XX y con el aumento y globalización del comercio internacional, se abre una cuarta etapa para las invasiones de plantas. En esta etapa, las plantas ornamentales, de horticultura o con fines especiales como la producción de biomasa o biodiesel, están siendo introducidas en Chile y masificadas en cultivos y jardines. Estas nuevas introducciones ocurren fundamentalmente por razones económicas y debido a que las barreras legales para especies potencialmente invasoras en ambientes naturales son muy limitadas (Pauchard et al. 2011). Lamentablemente, las características para su elección, como el rápido crecimiento, adaptación a la sequía y rápida proliferación vegetativa, son las mismas características que se han detectado como propiciadores de la condición de invasividad de una especie

(Richardson y Blanchard 2011). Por ejemplo, recientemente se han detectado dos especies de *Fallopia* spp. en la Región de Los Lagos, ambas de origen asiático y altamente invasoras en otras regiones del mundo (Saldaña et al. 2009, Fuentes et al. 2013).

FAUNA TERRESTRE

La introducción de fauna exótica se remonta a la época de la colonia, período durante el cual se introdujo animales para el desarrollo de la ganadería local, así como animales de compañía (e.g. perros y gatos). Existían en este período en diversas colonias a nivel mundial (Nueva Zelanda, América del Sur y del Norte, entre otras) "Comités de Recreación de la Patria", cuyo objetivo era ingresar a las colonias especies de flora y fauna que ayudaran a recrear los paisajes de las tierras natales de los colonos (Crosby 1972). Ejemplos de introducciones tempranas a nuestro país son el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) introducido a mediados del siglo XVIII en la zona central del país (Camus et al. 2008), aparentemente con fines alimenticios. Esta especie no era abundante en Chile en la mitad del siglo



La mora (*Rubus ulmifolius*) fue introducida originalmente como cerco vivo. Sin embargo, su expansión ha afectado diversos tipos de hábitat provocando daños importantes en zonas de praderas y bosque nativo en el centro y sur de Chile. Foto: Jorge Herreros.

XIX y probablemente se mantenía en cautiverio sin descartar escapes. Gay en 1862 describe, textual "Además de los animales que hemos señalado para las necesidades de la mesa y de la industria del país, Chile posee también entre los cuadrúpedos, el Conejo, desgraciadamente poco abundante con relación de los numerosos servicios que presta su carne como alimento y sus pelos como fieltro para los sombreros". Más tarde, fue introducido en el archipiélago de Juan Fernández y en isla Tierra del Fuego, para servir de alimento a la población local. En el primer caso escaparon del cautiverio y en el segundo fueron liberados al medio silvestre directamente (Camus et al. 2008) y en ambos casos se transformaron en plaga. La cabra (*Capra hircus*) fue ingresada durante el período colonial y llegó a ser tan molesta para Chile central que de acuerdo a los antecedentes señalados por Gay "durante un cabildo de 1558 se prohibió su ingreso a Santiago." Esta prohibición terminó por facilitar su propagación en los alrededores de la ciudad, aparentemente en condiciones silvestres (Gay 1847). Gran parte de las especies exóticas domésticas fueron introducidas al país durante el período de La Colonia, de este grupo de especies se transformaron en un problema para la biodiversidad solo algunas, como por ejemplo, los perros (*Canis lupus familiaris*), los gatos (*Felis catus*), las cabras, y burros (*Equus asinus*), como se verá más adelante.

A este período de La Colonia le sigue un segundo pulso de introducciones, entre 1890 y 1960, período en el cual se realizan una serie de importaciones con fines peleteros (Jaksic 1998, Jaksic et al. 2002, Iriarte et al. 2005). Entre estos se encuentra el castor (*Castor canadensis*) el cual fue introducido en un evento único, por el Ministerio de Marina de Argentina el cual liberó castores, a unos 20 km de la desembocadura del río Claro, en la cuenca del lago Fagnano, en la zona boscosa sur del sector argentino de isla de Tierra del Fuego (Daciuk 1978). El último registro histórico indica que el contingente fundador fue de 40 animales (Pietrek & Fasola 2014). En este mismo evento además se introdujeron 250 individuos de rata almizclera (*Ondatra zibethicus*) a Tierra del Fuego, con el mismo fin peletero (Daciuk 1978). Ambas especies colonizaron territorio chileno en poco tiempo dada la cercanía de la frontera chileno/argentina en esta isla. En Chile se realizaron varias importaciones de visones para crear criaderos con fines comerciales peleteros en los años 1934 - 1936 en Punta Arenas y 1967 - 1969 en Aysén. Después de cierto tiempo, se producen liberaciones accidentales y/o deliberadas al medio silvestre, desde donde se desarrolla la expansión natural hacia nuevas regiones hasta convertirse en una plaga en la actualidad (Sandoval 1994, Jaksic 1998). Es muy probable que además, hayan ingresado ejemplares a Chile desde áreas vecinas de Argentina, donde también fue introducido y tiene una extensa distribución (lat 38°-50°S) en el sur andino de ese país (Fasola et al. 2011). En este mismo período ocurren las introducciones de jabalí (*Sus scrofa*) en Argentina, desde donde colonizan nuestro territorio (Jaksic et al. 2002), en algún momento a finales de la década del 20 o principio de los 30s. Se han documentado dos eventos

de importación en Argentina (Daciuk 1978), el primero entre 1904-1906 en la Provincia de la Pampa durante 1904 hasta 1906, de los cuales algunos ejemplares escaparon; el segundo entre 1924 o 1926 en la Provincia Río Negro. En 1931 una pareja de adultos y sus lechones escaparon hasta el Parque Nacional Nahuel Huapi y también al Parque Nacional Los Alerces en la Provincia de Chubut, y pronto se expandieron cruzando la cordillera hacia territorio chileno. Su distribución actual se extendería desde la Araucanía hasta Aysén y en un sector andino de la Región de O'Higgins (Skewes & Jaksic 2015).

Por otra parte, la introducción de invertebrados en su mayoría ha ocurrido en forma involuntaria, como consecuencia del creciente intercambio económico globalizado. Este intercambio económico se inicia en los primeros años de la época post-colombina, durante los cuales los barcos europeos traían tierra en sus casquetes a modo de lastre o contrapeso, la cual dejaban en las costas americanas para poder cargar su barcos con oro y plata (Crosby 1972). En la actualidad el ingreso de invertebrados exóticos se produce cuando individuos adultos o larvas se encuentran en los materiales de embalaje, cajas o en las mismas maquinarias agrícolas importadas y una vez que logran traspasar nuestra frontera, se establecen y son identificados una vez que ya se han asilvestrado. Un clásico ejemplo es la avispa chaqueta amarilla (*Vespa germanica*), la cual se introdujo a Chile a fines de la década de los 60 (Peña et al, 1975), aparentemente por mala fiscalización de unas máquinas que ingresaron a Chile. En ese cargamento venía un nido de chaquetas amarillas, las que llegaron por Valparaíso y se asentaron y reprodujeron por miles en la Región Metropolitana y desde entonces se ha expandido rápida y exitosamente.

No obstante existen excepciones, no todos los invertebrados terrestres han sido introducidos involuntariamente. Especies introducidas voluntariamente son el caso de la abeja (*Apis mellifera*), la cual es ingresada en 1848 con fines productivos tanto para la producción de miel, como para estimular la polinización de los cultivos (Ruz 2002), asilvestradas y el abejorro (*Bombus terrestris*) el cual fue introducido en la década de los '90 como agente polinizador (Montalva 2008), y hoy cuenta con una amplia distribución en nuestro país. De estos dos últimos ejemplos solo el abejorro es considerado una especie exótica invasora y una amenaza para los polinizadores nativos.

ESPECIES HIDROBIOLÓGICAS

Para las especies hidrobiológicas, específicamente peces, el primer registro de una introducción voluntaria es del año 1856, fue realizada por el "Jardín Alemán", el cual trajo peces dorados (*Carassius auratus*) desde China (Camus & Jaksic 2009). Con esto se da inicio a la primera etapa, de tres, del proceso de introducción de peces exóticos, como lo han descrito los autores Camus y Jaksic en su libro: Piscicultura en Chile: entre la productividad y el deterioro ambiental 1856-2008.

La primera etapa se caracteriza por un persistente esfuerzo de iniciativas privadas para importar y aclimatar especies

exóticas en Chile. Destacan en este período los nombres de Carlos Segeth quien a partir de 1872, realiza al menos tres intentos de internación de la Carpa (*Cyprinus carpio*). Recién para el año 1882 logra tener sus primeros frutos como señala el Boletín Sociedad Nacional de Agricultura. Vol XIV, 1882p. 18: "la propagación i aclimatación del *Cyprinus carpio*, la Carpa o Carpio ya estaba asegurada".

Durante el período de 1856 hasta 1886 se intensifican los esfuerzos privados por introducir carpas y salmones, como una gesta sin precedente para repoblar y así mejorar la riqueza y abundancia de fauna íctica de los "pobres ríos Chilenos", con peces exóticos de alto valor económico, como señalan Camus y Jaksic (2009).

A este período le siguen al menos tres lustros de perseverantes esfuerzos por parte de la Sociedad Nacional de Agricultura e inversionistas privados como Isidora Goyenechea en realizar ensayos de aclimatación de peces exóticos. Estos esfuerzos estaban principalmente motivados por el sector de la pesca, preocupado por la evidente sobreexplotación de los ríos de la zona central del país. El año 1886 si inicia la construcción del acuario en la Quinta Normal, con la intención de mejorar los intentos de aclimatación de peces. No obstante diversos intentos para la aclimatación de salmónidos, al final de estos dos periodos solo se había logrado el establecimiento de la perca común (nombre científico) en el país.

No es hasta la tercera etapa a principios del siglo XX en la cual se realizan las primeras iniciativas estatales para el desarrollo de la piscicultura, en la cual se logran los primeros éxitos en el establecimiento de los salmónidos (Camus & Jaksic 2009). En las autoridades nacionales de la época persistía la preocupación por la carencia en el consumo del pescado de la población, siendo éste considerado un alimento nutritivo y de bajo costo. Dado lo anterior, como un proyecto para mejorar la calidad de vida de los chilenos, es que el gobierno de Germán Riesco promueve y financia la importación y aclimatación de diversas especies exóticas. Los dos principales ejecutores de este programa de repoblamiento de los ríos de Chile fueron Federico Albert y Pedro Golusda. Millones de ovas fueron introducidas durante la primera mitad del siglo XX de diversas especies, entre ellas, salmones del Rhin, truchas de los Alpes, truchas norteamericanas, truchas asalmonadas. Reiteradas importaciones fracasaban debido a las dificultades técnicas asociadas al transporte de ovas, como mantener una temperatura y oxigenación del agua constante durante los eternos viajes en barco y tren. Sin embargo la experiencia fue permitiendo la sobrevivencia de las ovas y alevines, para su establecimiento en diversos centros de aclimatación y/o liberación en los ríos de la zona centro-sur del país. Superadas estas etapas iniciales del "repoblamiento de los ríos de Chile", los emprendedores se enfrentaban a una segunda dificultad, no menor, según indicaba Federico

Albert: "*Los ríos Aconcagua, Maipo y Mapocho etc., que eran las fuentes de donde se surtía Santiago de pescados frescos, baratos, de buen tamaño i abundancia, están hoy día casi despoblados de peces... examinando concienzudamente cuales son las causas que nos han acarreado este mal veremos que es la pesca con dinamita, la malla fina de las redes, la pesca sin veda y la introducción del pescado colorado, del carísimo y de la carpa y la construcción de canales para riego, la fuerza motriz y el agua potable*". Dado lo anterior se promovieron una serie de iniciativas legales y normativas cuyo objetivo era la protección del recurso hidrobiológico del país, especialmente de las especies exóticas (Camus & Jaksic 2009).

El establecimiento definitivo de los salmónidos en los cursos de agua de Chile no se logró hasta inicios la segunda mitad del siglo XX, la cual se reconoce como la "edad de oro de la pesca deportiva en Chile". Tras la erradicación definitiva de la pesca con dinamita a principio de los '90, el reconocimiento internacional de la idoneidad de los ecosistemas acuáticos de Chile para la piscicultura, y el consecuente aumento en inversiones extranjeras, el desarrollo de nuevas tecnologías en el área de la piscicultura, nuestro país se ha posicionado mundialmente como uno de los principales productores de salmónidos (Camus & Jaksic 2009). Hoy los salmónidos asilvestrados amenazan con la escasa fauna íctica nativa presente en los ríos de Chile y además la actividad de pesca recreativa ha introducido una nueva amenaza a estos ecosistemas llamada didymo (*Dydimosphenia geminata*), una microalga exótica y sumamente invasiva.

El año 2010 se detectó la presencia del alga en la cuenca de los ríos Espolón y Futaleufú en la Región de Los Lagos, y en los ríos Emperador Guillermo, Simpson, Ñirehuao, arroyo Cea y río Coyhaique en la Región de Aysén. Así mismo el 6 de agosto de dicho año el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) decretó el alga como emergencia de plaga en la cuenca de Futaleufú, Provincia de Palena, lo que provocó una clara incertidumbre en el sector turístico de la zona, principalmente en empresarios y personas ligadas al turismo de pesca recreativa, quizás la actividad más afectada por la proliferación de esta especie. La causante puntual de la introducción del alga didymo en nuestro País no está claramente definida, pero todo indica que fue por el transporte involuntario de algún pescador extranjero que utilizó su equipamiento de pesca infectado con el alga en aguas chilenas. Muchos investigadores atribuyen esta acción a diferentes deportes náuticos como el kayak, pero datos concretos que existen sobre ríos contaminados en diferentes lugares del mundo, demuestran que la gran mayoría de estos se contaminan por la actividad de pesca recreativa y no así, para otros deportes náuticos. No obstante esto no significa que otros deportes e incluso bañistas puedan ser un medio de dispersión del alga a otros sistemas hídricos.



La avispa del papel (*Polistes* sp.) también es una especie introducida, que se diferencia de la chaqueta amarilla por sus antenas de color amarillo o naranja. Foto: Jorge Herreros.

ESCENARIO ACTUAL E IMPACTOS DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS EN CHILE

Flora

Chile tiene un alto porcentaje de plantas introducidas naturalizadas (15% de la flora (743 especies), Fuentes et al. 2013), si se compara con otros países de Latinoamérica como Ecuador, donde sólo se han contabilizado 595 especies de plantas introducidas de una flora total de 16.000 (3,7%) (Jürgensen y León-Yáñez 1999). En la actualidad se ha reportado la presencia de especies introducidas en todo el país (Castro et al. 2005), habiéndose registrado para tres especies una distribución nacional, es decir que está presente en las 15 regiones del país: *Erodium cicutarium*, *Medicago sativa* y *Chenopodium album*. Las especies introducidas pertenecen a diversas familias, entre las que se cuentan Poaceae (152 especies), Asteraceae (106 especies), Fabaceae (72 especies) y Brassicaceae (41 especies), y a nivel de géneros los más representados son *Trifolium*, *Bromus*, *Poa*, *Polygonum* y *Cyperus* (Fuentes et. 2013). El mayor número de especies exóticas se distribuye entre las regiones IV y X; y el mayor número de

especies exóticas invasoras se encuentra en la zona central, entre las regiones III y la VIII, siendo esta última la que presenta el mayor número de especies introducidas (Jiménez et al. 2008, Fuentes et al. 2008, Ugarte et al. 2010). Por otro lado, los extremos norte y sur del país registran el menor número de especies introducidas, con 54 y 58 especies en las regiones I y II respectivamente y 41 especies en la XI región (Castro et al. 2005). Este patrón de distribución de flora exótica e invasiva, es un reflejo de la intensidad de actividades humanas que se realizan a lo largo de Chile, siendo el uso más intenso en la zona central de Chile. Como tal es importante reconocer que el fenómeno de invasión en Chile por flora exótica resulta como un producto secundario de las diversas actividades económicas que realiza el ser humano en la matriz ambiental, y donde estas son más intensivas aumenta la probabilidad de una invasión biológica. Entre las razones que explicarían la alta concentración de especies introducidas en la zona central se destacan mayores niveles de perturbación antrópica, alta concentración de actividad agrícola y ganadera y una larga historia de asentamientos humanos. (Matthei 1995, Arroyo et al. 2000, Jiménez et al.



El espino (*Ulex europaeus*) introducida en Chile a principios de 1800 como cerco vivo, en la actualidad esta causando grandes daños a los ecosistemas del centro sur de Chile.
Foto: Jorge Herreros.

2008, Fuentes et al. 2008, Figueroa et al. 2011). De hecho, la mayoría de las especies introducidas se establecen en hábitat creados por la actividad humana, especialmente áreas perturbadas, zonas agrícolas y orillas de caminos (Matthei 1995, Arroyo et al. 2000, Pauchard y Alaback 2004).

Si bien las regiones que presentan los mayores desafíos con respecto a la invasión por flora exótica para la biodiversidad están entre la III y la VIII, las regiones australes (IX a la XV) presentan un importante aumento del grado de urgencia, dado que cuentan con extensos paisajes no intervenidos, expuestos a un aumento considerable de presiones antrópicas en los últimos años. La flora invasiva documentada en la zona sur austral del país, está mostrando un patrón de expansión persistente, asociado a ciclos de fuego, introduciéndose en áreas protegidas como lo son el Parque Nacional Torres del Paine, PN Puyehue y PN Paliatke entre otros (Dominguez et al. 2006, Godoy et al. 2011, Vidal et al. 2015). Este tipo de interacción genera un importante impacto ecosistémico, modificando los ciclos de perturbación por fuego, acortando los intervalos entre incendios e impidiendo

la regeneración por parte de la flora nativa. Entre las responsables de este tipo de modificación se encuentran el espinillo (*Ulex europaeus*) y el retamo (*Teline monspessulana*), *Cytisus scoparius* y *Cytisus striatus* (e.g. Sheppard y Hosking 2000, Alexander y D'Antonio 2003, Baesa y Roy 2008, García et al. 2015), las cuales son especies que presentan tejidos con un alto contenido oleoso que promueve la combustión a altas temperaturas y además presentan facilitación en su germinación de semillas después de un incendio. Especies como estas, estimuladas por el calor, son frecuentes en todas las zonas de matorral de clima mediterráneo, que están regularmente expuestas a la renovación del rodal por parte del fuego (Keeley y Fotheringham 2000). Sin embargo, esta interacción positiva fuego-invasor es particularmente perjudicial para los ecosistemas nativos del país, ya que en el caso de las semillas de los arbustos del matorral chileno la estimulación directa del fuego no está presente (Muñoz y Fuentes 1989, Gómez-González y Cavieres 2009). Así, los incendios favorecen a las especies invasivas y contribuyen a una transformación del paisaje de matorral a uno de pastizal (Gómez-González et al. 2011).

Tabla 1. Especies Vertebradas Exóticas registradas para Chile.

CLASE	ESPECIE	NOMBRE VERNACULAR	CLASIFICACIÓN
Aves	<i>Cairina moschata</i>	Pato criollo	Exótica
Aves	<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	Exótica
Aves	<i>Callipepla californica</i>	Codorniz	Exótica asilvestrada
Aves	<i>Phasianus colchicus</i>	Faisán	Exótica invasiva
Aves	<i>Molothrus bonariensis</i>	Mirlo	Exótica
Aves	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	Exótica
Aves	<i>Paroaria coronata</i>	Cardenal	Exótica
Aves	<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra Argentina	Exótica invasiva
Aves	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato del collar	Exótica
Mammalia	<i>Bos taurus</i>	Vaca	Exótica asilvestrada
Mammalia	<i>Capra hircus</i>	Cabra feral	Exótica asilvestrada
Mammalia	<i>Ovis aries</i>	Oveja feral	Exótica asilvestrada
Mammalia	<i>Cervus elaphus</i>	Ciervo colorado	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Dama dama</i>	Ciervo dama, Gamo	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Sus scrofa</i>	Jabalí	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Felis catus</i>	Gato feral	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Canis lupus (familiaris)</i>	Perro feral	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Neovison vison</i>	Vison	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Nasua nasua</i>	Coati	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo común	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Lepus europaeus</i>	Liebre europea	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Equus caballus</i>	Caballo feral	Exótica asilvestrada
Mammalia	<i>Rattus rattus</i>	Rata negro	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Mus musculus</i>	Ratón casero	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Rattus norvegicus</i>	Rara parda	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Ondatra zibethicus</i>	Rata almizclera	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Castor canadensis</i>	Castor	Exótica invasiva
Mammalia	<i>Equus asinus</i>	Burro feral	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Acipenser transmontanus</i>	Esturión blanco	Exótica
Actinopterygii	<i>Acipenser baeri</i>	Esturión siberiano	Exótica
Actinopterygii	<i>Ameiurus melas</i>	Barge cabeza de toro negro	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barge cabeza de toro marrón	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Carassius auratus</i>	Carpa dorada	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Cheirodon interruptus</i>	Mojarra colita negra	Exótica
Actinopterygii	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Gambusia manchada	Exótica
Actinopterygii	<i>Cichlasoma fecetum</i>	Ciclido camaleón	Exótica
Actinopterygii	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	Exótica invasiva
Actinopterygii	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa forrajera	Exótica
Actinopterygii	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia común	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Gambusia affinis</i>	Pez mosquito	Exótica invasiva
Actinopterygii	<i>Odomesthes bonariensis</i>	Pejerrey	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Oncorhynchus gorboscha</i>	Salmón rosa	Exótica
Actinopterygii	<i>Oncorhynchus keta</i>	Keta o Salmón chum	Exótica
Actinopterygii	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Salmón plateado o Coho	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Salmón rojo	Exótica
Actinopterygii	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Salmón chinook	Exótica invasiva
Actinopterygii	<i>Ictalurus punctatus</i>	Pez gato americano	Exótica
Actinopterygii	<i>Salmo trutta</i>	Trucha café	Exótica invasiva
Actinopterygii	<i>Salmo salar</i>	Trucha marrón	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Trucha de Brook	Exótica asilvestrada
Actinopterygii	<i>Salvelinus namaycush</i>	Trucha de lago	Exótica
Actinopterygii	<i>Tinca tinca</i>	Tenca	Exótica
Amphibia	<i>Xenopus laevis</i>	Sapo Africano	Exótica asilvestrada
Reptilia	<i>Trachemys scripta</i>	Tortuga de Orejas Rojas	Exótica asilvestrada
Reptilia	<i>Tarentola mauritanica</i>	Gecko	Exótica asilvestrada

Otros impactos asociados a la vegetación invasiva es la alteración de los ciclos de nutrientes, lo cual es propio de las especies fijadoras de nitrógeno, como las leguminosas. Entre las especies exóticas presentes en Chile, con estas características se encuentran nuevamente el espinillo y el retamo y todas aquellas pertenecientes a la familia de las Fabaceae, como *Lupinus spp.*, *Acacia spp.*, *Trifolium spp.*, entre otras. Varias de estas especies fueron introducidas para la recuperación de suelos erosionados (García et al. 2007, Fuentes-Ramírez et al. 2010), particularmente *T. monspessulana* y *A. dealbata*. Al modificar la disponibilidad de nitrógeno en el suelo circundante, modifican los procesos competitivos con las especies nativas, modificando la composición vegetacional a su alrededor (Tilman 1997). Este fenómeno sería más marcado para *A. dealbata*, que además puede llegar a modificar los valores de pH en el suelo (García 2012). Para especies arbóreas al interior de parches de *Acacia dealbata* la riqueza total y de especies nativas es significativamente menor que al interior del bosque nativo (Fuentes-Ramírez et al. 2010). Una amenaza adicional a esta especie invasiva es que en ausencia de perturbaciones antrópicas *A. dealbata* puede establecerse y crecer exitosamente bajo dosel nativo, por el contrario las especies nativas presentan un pobre desempeño en áreas invadidas (Fuentes-Ramírez et al. 2011).

Por otra parte especies que crecen en forma arbustiva pueden desplazar competitivamente a las especies nativas, creciendo por sobre ellas y privándolas de luz solar, como es el caso de las especies de zarzamora (*Rubus spp.*), la rosa mosqueta (*Rosa ribinosa*), nuevamente el espinillo y retamo. Estas especies limitan la regeneración de especies nativas debajo de los densos matorrales que conforman (Quiroz et al. 2009b). De igual forma *Pinus radiata* ejerce una fuerte presión en remanentes de bosque maulino con una constante lluvia de semillas al interior de los fragmentos nativos (Bustamante y Simonetti 2005) y un proceso activo de invasión en áreas con presencia de perturbaciones antrópicas, desplazando competitivamente a las especies nativas (Bustamante et al. 2003). Otra especie arbórea que ha alcanzado un alto nivel de invasión en las zonas donde fue introducida es *Pinus contorta*, el cual está teniendo un impacto negativo sobre la diversidad de especies de plantas nativas, especialmente en bosques de Araucaria en la Región de La Araucanía y en la Estepa patagónica de la Región de Aysén (Peña et al. 2008, Urrutia et al. 2013, Pauchard et al. 2016). En este último caso su impacto es más notorio ya que este pino estaría transformando completamente el ecosistema, pasando de una estepa libre de especies arbóreas a un bosque cerrado de pino (Pauchard et al. 2014, Bravo-Monasterio 2015).

FAUNA TERRESTRE E HIDROBIOLÓGICA

En términos comparativos el número de vertebrados exóticos invasores en Chile es bajo en proporción al total de especies nativas y solo representan el 3,9% de los casi 610 vertebrados terrestres (Jaksic 1998). No obstante esta baja proporción de vertebrados exóticos versus nativos, se puede destacar

la alta proporción de exóticos invasores en este taxa. De los 55 vertebrados exóticos reportados para el país 20 han sido clasificados como invasores, es decir el 36% (Tabla 1). Esto se debe a que los animales al desplazarse, y algunos contar con ámbitos de hogar extensos, pueden interactuar en forma autónoma con la biodiversidad nativa, con mayor facilidad que las plantas. Esto redundo en que ellos cuentan, por decirlo metafóricamente, con el motor de su propia migración, por lo cual presentan un potencial invasivo mayor que el reino vegetal. A la fecha se tiene el registro de nueve aves exóticas de las cuales dos son consideradas invasivas, con respecto a los mamíferos se reconocen 19 especies exóticas de las cuales 14 son consideradas invasivas. Una importante proporción de estos mamíferos exóticos son animales domésticos, los cuales pueden adaptarse a la vida silvestre una vez liberados de la acción humana e interactuar con nuestra biodiversidad (Malo et al. 2016). Para los peces se han descrito 26 especie exóticas, de las cuales cuatro son reconocidas como invasivas. Si bien poco se conoce sobre el impacto de los peces exóticos en la fauna íctica nativa, este podría ser dramático dado que solo existen 45 especies nativas en todo Chile, y hay poca esperanza de reconstruir las cadenas alimentarias originales de nuestros ecosistemas acuáticos (Pascual et al. 2002). Finalmente se ha documentado la presencia de un anfibio, el cual se encuentra asilvestrado y dos reptiles con altos potenciales invasivos.

Ejemplos emblemáticos de los impactos que han dejado estos invasores en nuestro país es el caso del castor americano (*Castor canadensis*). Esta especie fue introducida en 1946 por la armada argentina a la Isla Grande de Tierra del Fuego. En poco menos de medio siglo, se ha expandido en casi todo el archipiélago fueguino y ha generado profundos cambios (Valenzuela et al. 2014), desde modificación de la estructura del paisaje, propiedades edáficas, alteración de los ciclos de nutrientes (Anderson 2009) y tramas tróficas acuáticas (Anderson et al. 2006), y facilitado la expansión de otras especies exóticas invasivas. Es posible que los impactos de este invasor sean tan profundos que estén produciendo un cambio permanente del ecosistema boscoso ripariano, llevándolo a un nuevo paisaje de pradera ripariana (Wallem et al. 2010). La superficie de bosque afectada en Chile al año 1998, alcanzaba a las 23.500 hectáreas (Más de la mitad de la existencia de bosques de *N. pumilio* asociados a cursos de agua en Tierra del Fuego (Chile) habría sido modificada por los castores (Baldini et al. 2008). Hoy se reconoce una población estable en territorio continental, en la Península de Brunswick, expandiendo su rango en forma continua (Cabello 2014).

Particularmente nocivas para la fauna nativa son las especies exóticas carnívoras o depredadores tope, los últimos correspondiendo a carnívoros que no son consumidos o depredados por ninguna otra especie. Un ejemplo clásico en nuestro país es el visón (*Neovison vison*) el cual ha sido introducido en reiteradas oportunidades en nuestro país con fines peleteros, como se documentó en la sección anterior.

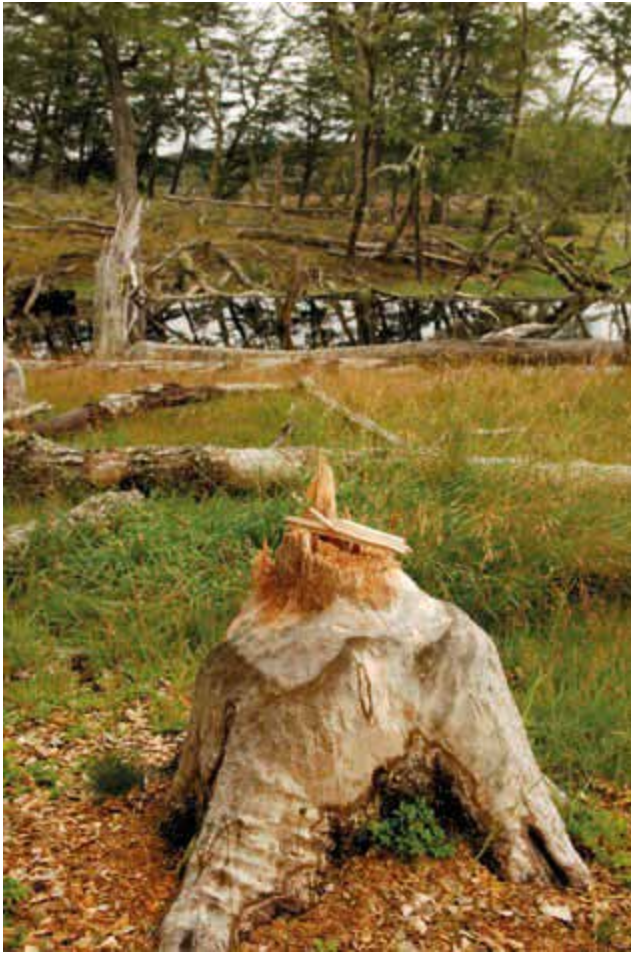


El castor (*Castor canadensis*) es una especie típica del hemisferio norte, pero en la zona sur austral se considera exótica invasora. Ésta ha provocado grandes daños a los bosques ribereños de lenga (*Nothofagus pumilio*), construyendo diques con los árboles que cortan. Y, a su vez, la inundación provocada por estos diques causa la muerte de la vegetación circundante. Foto: Petra Wallem.

Actualmente se ha documentado su distribución en la Región La Araucanía, desde la cuenca del río Cautín al sur, hasta la Región de Aysén incluyendo recientemente la colonización de la isla de Chiloé y Magallanes continental e insular austral (Sandoval 1994, Jaksic et al. 2002, Schüttler et al. 2010, Crego et al. 2014, Delibes-Mateos et al. 2014, Vergara & Valenzuela 2015). Dentro de su área de distribución se encuentran 44 sitios prioritarios, 39 áreas protegidas, 14 bienes nacionales protegidos y 104 iniciativas de conservación privadas. Este invasor ha causado estragos en la pequeña ganadería, particularmente atacando aves de corral y en época de pariciones, a los corderos recién nacidos. En las áreas protegidas y sectores con paisajes naturales y/o prístinos, particularmente en las orillas de ríos y lagos representa una amenaza para especies nativas, endémicas y en categorías de conservación. Se ha reportado que depreda sobre el pato vapor no volador (*Tachyeres pteneres*), pato juarjual (*Lophonetta specularoides*), caiquén (*Chloephaga picata*), caranca (*Cloephaga hybrida*), carpintero (*Campephilus magellanicus*) y el cisne de cuello negro (*Cygnus coryphus*). Diversos autores han manifestado especial preocupación por la presencia de visones en islas (Rozzi & Sherriffs 2003, Jiménez et al. 2014, Crego et al. 2014, Medina-Vogel et al. 2013), donde la ausencia de depredadores y el aislamiento evolutivo suelen resultar en

la falta de comportamientos anti-depredatorios por parte de las especies residentes (Simberloff 1995). Por este motivo resulta de extrema importancia que se fortalezcan las medidas de control y manejo de esta especie invasora, no solo en la región de Cabo de Hornos, sino también en otras zonas insulares (Crego et al. 2014).

En forma similar a los vertebrados terrestres, los salmónidos representan depredadores tope y además excelentes competidores para la fauna ictica nativa. Lamentablemente existen pocos estudios realizados para los sistemas acuáticos, por lo que se cuenta con pocos antecedentes sobre la interacción de especies exóticas y nativas. Las especies nativas están poco adaptadas ante la conducta de los salmónidos, y parecen no tener las capacidades físicas ni las conductas para contrarrestar o eludir las interferencias negativas de los salmónidos. Si consideramos que de las 45 especies nativas 35 son endémicas, es decir el 81 %, se reconoce una ictio fauna que se encuentra asociada al aislamiento geográfico, y consecuentemente evolutivo. Esto es equivalente a introducir un depredador tope en una isla, y para el caos de los sistemas dulceacuícolas en Chile las especies nativas principalmente afectadas serían los galáxidos (Habit et al. 2015)



Lenga cortada por castores para construir sus diques. Foto: Petra Wallem.

Otra especie que representa una amenaza para la biodiversidad chilena, no solo por ser depredador carnívoro, sino por su amplio espectro dietario es el javalí (*Sus scrofa*). Este omnívoro consume desde tubérculos, bayas y frutos, hasta insectos, herpetofauna y pequeños mamíferos. Es depredado por carnívoros mayores en los paisajes nativos, como el puma (*Puma concolor*), por lo cual existe al menos un control poblacional natural. No obstante ha sido capaz de establecer poblaciones viables y expandir su rango de distribución en nuestro país en forma persistente. Su distribución se extiende desde la Región de O'Higgins hasta el norte de la Región del Maule y entre las regiones de Bio Bio y Aysén (Skewes & Jaksic 2015). Dentro de su área de distribución se encuentran 22 sitios prioritarios, 30 áreas protegidas, siete bienes nacionales protegidos y 49 iniciativas de conservación privadas. En su rango de distribución se ha reportado que depreda sobre el monito del monte (*Dromicio psgliroides*), la ranita de Darwin (*Rhinoderma darwini*), el sapito de hojarasca (*Eupsophus*

roseus), el chucao (*Scelorchilus rubecula*), el huedhued (*Pteroptocho starnii*) y la lauchita olivácea (*Abrotrix olivaceus*); sobre insectos como la cantabria o ciervo volante (*Chiasognathus grantii*) y el pololo verde (*Hylamorpha elegans*) (Skewes et al. 2007). También consume frutos de araucaria, avellana (*Corylus avellana*), nalca (*Gunnera tinctoria*); se comprobado que su actividad de hozadura y forraje puede alterar las propiedades edáficas de los suelos del soto bosque y la composición de la cobertura de herbáceas y eventualmente en el mediano-largo plazo alterar los ciclos de nutrientes (Barrios-García et al. 2014).

Por último, si bien no menos importante, los vertebrados herbívoros pueden realizar profundos cambios en nuestros paisajes. Un ejemplo de aquello es el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). El conejo europeo tiene una distribución semicontinua entre la Región de Atacama, a partir de la Reserva Nacional Pingüino (CONAF 2014), hasta la Región de Magallanes y Antártica. La presencia más fuerte y continua de este invasor se observa en el centro-sur de Chile, en la isla Robinson Crusoe, y parte de la Patagonia chileno-argentina (Jaksic et al. 2002, Bonino & Soriguer 2004, Iriarte 2008, Camus et al. 2014). En Tierra del Fuego, si bien fue exterminada la población en los 1950 (Jaksic & Yañez 1983), actualmente al sur de la isla, en Yendegaia existe una nueva población de conejo (Bonino & Gader 1987, Camus et al. 2008). El conejo consume estrata herbácea, semillas y frutos de arbustos, puede ramonear arbustos y plantulas de especies arboreas. Ha generado un profundo cambio en la distribución espacial de hierbas nativas probablemente favoreciendo o facilitando el éxito de malezas como también una grave alteración a la sucesión del matorral nativo (Jaksic & Fuentes 1980, Jaksic & Soriguer 1981, Simonetti & Fuentes 1983, Fuentes et al. 1983, Jaksic & Fuentes 1988, Fernández & Sáiz 2007, Camus et al. 2008). Asimismo, se han reportado daños sobre cultivos, frutales y plantaciones forestales (Camus et al 2014). A modo de ejemplo, se pueden mencionar casos específicos como el impacto negativo sobre la regeneración natural del peumo (*Cryptocarya alba*) (Benedetti 2012) o bien la severa herbivoría sobre *Convolvulus chilensis*, una hierba perenne, endémica de Chile (Suarez et al. 2004). En la isla de Robinson Crusoe, ha erosionado el suelo por su excesivo consumo de la cubierta herbácea y la construcción de madrigueras (Sáiz & Ojeda 1988). Además, el conejo es un facilitador de otras especies exóticas invasivas, ya que por vía endozoocoría, disemina sus semillas, e.g. la amapola (*Papavers omniferum L.*) en Robinson Crusoe, donde ha tenido implicaciones para el manejo de ambas especies invasoras (Fernández & Sáiz 2007).

POLÍTICAS Y ACCIONES DE MANEJO PARA REDUCIR EL IMPACTO DE LAS ESPECIES INVASORAS EN CHILE

En este capítulo, se han presentado solo algunos de los casos de la problemática de la invasión de especies exóticas y sus impactos en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Si bien el enfoque ha sido hacia las interacciones negativas con especies nativas también existen casos de interacciones positivas, por ejemplo la facilitación para la germinación de semillas de litre (*Lithraea caustica*) por parte del conejo europeo (Castro et al. 2008), aun cuando su efecto global sobre la flora nativa es negativo. Dado lo anterior entre los principales desafíos que enfrentamos hoy se reconocen por una parte la capacidad de integrar la pluralidad de los valores ambientales a la investigación y el manejo de las especies invasoras por medio de técnicas de toma de decisiones que favorezcan la comunicación efectiva del riesgo y que propicien la confianza y seguridad entre los actores locales afectados y quienes toman las decisiones (Estevez et al. 2015). Para lo anterior es relevante generar una estructura e incentivos de evaluación y financiamiento, que faciliten el desarrollo de investigación aplicada y socialmente relevante (Anderson & Valenzuela 2014). Además se considera que el foco no debería estar centrado exclusivamente en el estudio de la autoecología de las EEI y sus impactos, sino también considerar la caracterización de los ecosistemas invadidos, y qué rasgos los vuelven vulnerables a estas invasiones biológicas. El objetivo es comprender la real dimensión de la interacción entre especies exóticas y nativas y generar insumos que permitan establecer programas para recuperar paisajes con alta diversidad biológica y ecosistemas con la totalidad (o mayor cantidad) de sus funciones ecosistémicas. Por ejemplo, se hace evidente que la interacción entre la flora exótica y la flora nativa puede conllevar a profundos cambios en nuestra biodiversidad, en gran medida co-ayudado por las modificaciones antrópicas del medio ambiente. Dado lo anterior se presenta como gran desafío desarrollar las capacidades para la gestión y manejo de esta flora exótica invasiva. A nivel Latinoamericano sólo 5% de las investigaciones desarrolladas en invasiones biológicas hace énfasis en el manejo de las especies invasoras (Pauchard et al. 2010). Además, existe una carencia de artículos cuya investigación haya sido desarrollada pensando explícitamente en políticas públicas sobre especies invasoras (Quiroz et al. 2009). Por lo tanto, es de esperar que el tema salga del ámbito científico y académico, para posicionarse como un elemento fundamental en la gestión de la conservación de la biodiversidad (Pauchard et al. 2010). Esto requerirá abordar efectivamente las necesidades inmediatas de información para la toma de decisiones en manejo y control de las EEI para la conservación de nuestra biodiversidad. Para cumplir este objetivo es fundamental que el análisis de especies introducidas e invasoras esté estrechamente relacionado con programas de investigación que involucren no sólo el estudio

de los ecosistemas nativos sino también su restauración y el impacto social que pueda tener la especie de referencia (Quiroz et al. 2009). La relevancia de las investigaciones sobre EEI, así como su difusión debiera aumentar, considerando las implicancias en el fenómeno de cambio global y a la pérdida de biodiversidad (Sala et al. 2000).

Las políticas para enfrentar las especies invasoras en Chile deben estar muy bien alineadas con los esfuerzos internacionales de conservación de la biodiversidad. De hecho, la CBD reconoce a las EEI como una amenaza que los gobiernos deben enfrentar. Actualmente, el Panel Intergubernamental sobre la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos, también ha priorizado la importancia de las EEI como "driver" de la biodiversidad tanto a nivel de las evaluaciones regionales como también en una evaluación global de esta amenaza (Deliverable 3b, www.ipbes.net). Alineado con estos desafíos, se está desarrollando el "Proyecto GEF 83266: Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras. Proyecto Piloto en el Archipiélago Juan Fernández (2013-2016)", el cual es ejecutado por el gobierno de Chile, a través del Ministerio de Medio Ambiente. El principal objetivo de este proyecto es poner en funcionamiento marcos nacionales y capacidades institucionales para el control de la introducción y expansión de especies exóticas invasoras. Sus dos principales líneas de acción son: a) Elaborar e implementar un marco regulatorio, institucional y financiero para combatir las principales EEI que afectan la conservación de la biodiversidad; y b) Desarrollar y poner en funcionamiento un sistema integrado de control de especies exóticas invasoras en el Archipiélago Juan Fernández como proyecto piloto. Chile está participando en, y gestionando estas iniciativas a nivel académico y de gobierno y por lo tanto, se abre una muy buena oportunidad para la implementación de políticas nacionales y estrechar la cooperación entre el ámbito académico y gestión pública.

Finalmente es importante recordar que somos responsables de la mayor parte de las especies exóticas invasoras presentes en nuestro país, debido a que estas fueron introducidas en forma voluntaria. Las zonas más afectadas por mamíferos invasores son las regiones australes, en las cuales se concentra la mayor cantidad de introducciones voluntarias realizadas por los colonos y emprendedores modernos, y una prolífica actividad turística. En el caso de la flora invasora, la zona centro-sur, donde se concentra la actividad silvoagropecuaria, es la más afectada. Así como nosotros hoy cosechamos los frutos de visionarios emprendimientos del siglo XX, nosotros debemos considerar permanentemente las repercusiones que nuestras acciones, en particular la introducción y expansión de nuevas especies así como programas de control y/o erradicación de EEI, puedan tener para las generaciones futuras.





CAPÍTULO
GESTIÓN PARA LA
CONSERVACIÓN DE LA
BIODIVERSIDAD



◀ El seguimiento de las poblaciones de huemul, aporta conocimiento para mejorar la gestión de su conservación. Foto: Flavio Camus.

◀ Las especies exóticas invasoras, causan muchos daños en los diferentes ecosistemas donde se establecen. Gestionar su control, se dificulta aun más cuando coinciden más de una en los ecosistemas, generando sinergias, como en el caso del abejorro europeo *Bombus terrestris* y la mora (*Rubus constrictus*). Farellones, Región Metropolitana. Foto: Jorge Herreros.

GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

7.1 AVANCES EN LA GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN CHILE: UNA EXPERIENCIA PILOTO

Fernando Baeriswyl Rada¹

Responsables de ser la segunda causa de extinciones de especies en el mundo, las especies exóticas invasoras (EEI) avanzan silenciosamente por el territorio, compitiendo, depredando y transmitiendo enfermedades a los animales y plantas nativas, y afectando, en ocasiones, grandes extensiones de ecosistemas, lo que se traduce en una pérdida de biodiversidad para Chile, con daños a la agricultura, la ganadería y el turismo.

Según la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, las pérdidas económicas causadas por las EEI a nivel mundial, bordean los USD \$1.400 billones anuales. El costo para Estados Unidos, es de más de USD \$100 mil millones al año. En tanto, en Europa, la Comisión Europea estima que controlar y reparar el daño que provocan, costaría anualmente 12 mil millones de euros.

Actualmente, Chile no cuenta con un marco regulatorio ni una institucionalidad que se haga cargo del control de las EEI. Por esta razón, el Ministerio del Medio Ambiente a través de su

Proyecto GEF de Especies Exóticas Invasoras², apoyado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), trabaja promoviendo el desarrollo y fortalecimiento de los marcos nacionales y capacidades institucionales, que permitan controlar las especies exóticas que actualmente generan daño a la flora y fauna local. Esta iniciativa se encuentra ejecutando actividades inéditas para el país, como el plan piloto en las islas del Archipiélago Juan Fernández, que indica medidas de vigilancia y control por parte de la ciudadanía y los servicios públicos presentes en la islas, para evitar el daño producido por las EEI en un territorio con alta biodiversidad y endemismo³.

A través del proyecto, además, se investiga el impacto económico que generan seis especies exóticas invasoras terrestres, por medio de un estudio desarrollado por la Universidad de Chile, que valorizará por primera vez las pérdidas generadas por el castor, conejo, jabalí, visón, avispa chaqueta amarilla, zarzamora y espinillo alemán o *Ulex*. Respecto a los avances en materia de políticas públicas, es importante destacar que

¹ Ingeniero Agrónomo MSc. Coordinador Nacional

² Proyecto GEF/MMA/PNUD: Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras. Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández (2013-2017). Más información en: www.gefespeciesinvasoras.cl

³ En esta tarea participan (como comité técnico del proyecto) la Corporación Nacional Forestal (CONAF), Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) y la Ilustre Municipalidad de Juan Fernández. Esta iniciativa tiene una duración de cinco años (2013-2017) y es financiada por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF). Ambos trabajos (conservación de especies En Peligro e Investigación costo-efectividad) se realizan en conjunto con las ONGs internacionales ISLAND CONSERVATION y OIKONOS.

se han elaborado indicaciones para ser incorporadas en el proyecto de ley del Servicio de Áreas Protegidas y Biodiversidad (Boletín N° 9404-12); y se ha propuesto que dicho Servicio cuente con atribuciones legales, que permitan llenar el vacío legal en relación al control y fiscalización de especies exóticas invasoras dentro del territorio, asumiendo la gestión nacional en materia de EEI.

Finalmente, y producto del trabajo desarrollado por académicos chilenos apoyados por el proyecto, se ha elaborado un estudio diagnóstico, a través del cual se han contabilizado más de 2.000 especies exóticas asilvestradas o naturalizadas en el territorio nacional, de ellas 25 se han calificado dentro las 100 especies invasoras más dañinas del mundo (UICN 2014).

Uno de los principales resultados esperados de este proyecto en el ámbito institucional, es contar con un Programa Nacional Integrado para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras (PEEI). Para ello se ha estado desarrollando dicho plan en conjunto con la Sección de Especies del Ministerio de Medio Ambiente, trabajando también a nivel de regiones para elaborar Planes Regionales.

Proyecto Piloto en el Archipiélago Juan Fernández

En el Archipiélago Juan Fernández (AJF) existen al menos 137 especies vegetales endémicas. Es el lugar con mayor concentración de plantas endémicas por unidad de superficie a nivel mundial, siendo posible encontrar una especie por kilómetro cuadrado. De esa gran riqueza en biodiversidad, ocho especies ya se encuentran extintas y el 84% de su flora está amenazada.

El trabajo en el Archipiélago ha permitido establecer mecanismos de control y alerta temprana sobre las EEI, crear conciencia sobre el daño que causan cuando no existe control; y se espera facilite la réplica de esta experiencia en otras islas del país, tales como las islas Mocha, Desventuradas, Chiloé o Tierra del Fuego.

En el ámbito de la prevención y alerta temprana, el Plan de Acción para la prevención, control o erradicación de las EEI en el AJF, ha permitido desarrollar un Sistema de Control de Ingreso de Especies Exóticas Invasoras Inter-Islands. Se trata del primer sistema de inspección para protección de la biodiversidad al interior del país, y fue desarrollado en forma conjunta por CONAF, SAG, la Ilustre Municipalidad de Juan Fernández, Carabineros, la Armada de Chile y profesionales del proyecto establecidos en la isla.

Un futuro prometedor para el Archipiélago de Juan Fernández

Uno de los avances más importantes en este trabajo, ha sido la remoción –en menos de 3 años– de 22 plantas invasoras incipientes: 12 en la isla Robinson Crusoe y 10 en Alejandro Selkirk, para lo cual ha sido fundamental la revisión de todas las embarcaciones y la carga que se traslada desde la isla Robinson Crusoe a la Isla Alejandro Selkirk.

Además, el AJF ha sido testigo de todo un esfuerzo desarrollado para proteger y conservar aves endémicas como el “picaflor de Juan Fernández” en la isla Robinson Crusoe y “rayadito” en isla Alejandro Selkirk, dos especies de aves endémicas emblemáticas, clasificadas en peligro crítico de extinción, y cuyo hábitat se ve amenazado permanentemente por las EEI.

Investigaciones para definir las prácticas más eficientes para controlar especies invasoras, como la zarzamora, o para definir el análisis de riesgo para algunas plantas e invertebrados exóticos presentes en el continente, permitirán tomar mejores decisiones en el futuro⁴.

Pero si estas acciones no van de la mano con las buenas prácticas, no es posible tener éxito en la erradicación o control de las EEI, por ello se establece un Acuerdo de Producción Limpia (APL) de Turismo y Biodiversidad en Robinson Crusoe. Su objetivo, la aplicación de buenas prácticas en el ámbito del medio ambiente en las prácticas productivas generales, para quienes integran la Asociación de Turismo de Juan Fernández. A su vez, integrar las especies exóticas invasoras en lo particular, minimizando el impacto y llegada de EEI al archipiélago.

Adicionalmente, una de las claves del cambio en cualquier materia es trabajar en la sensibilización y la educación, para ello se estableció un Programa de Educación Ambiental con Enfoque de Género, una innovadora metodología que incluye talleres y terapias grupales e individuales. Son 85 mujeres las que se integraron junto a su grupo familiar, hijos y parejas, en la valoración del patrimonio natural, conociendo el impacto de las especies exóticas invasoras y adquiriendo herramientas para cuidar su entorno. Hoy trabajan en el control de plantas invasoras incipientes en sus propios jardines e incorporan plantas endémicas en su diseño.

*La Gestión de las especies exóticas invasoras en algunas regiones del país se ha convertido en un gran desafío, producto de la adaptación que presentan estas especies. Avispa ventilando sus larvas.
Foto: Jorge Herreros.*

⁴ Ambos trabajos (conservación de especies En Peligro e Investigación costo-efectividad) se realizan en conjunto con las ONGs internacionales ISLAND CONSERVATION y OIKONOS.





◀ *Orquídeas nativas deben ser consideradas en programas de restauración.*
Foto: Jorge Herreros.

GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

7.2 RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS

Marcela A. Bustamante-Sánchez^{1,2}, Juan J. Armesto^{2,3}, Jan R. Bannister⁴, Mauro E. González⁵, Cristian Echeverría¹ & Cecilia Smith-Ramírez^{2,5}

BASES CONCEPTUALES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN CHILE

La Restauración Ecológica es una actividad deliberada que busca iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o transformado por perturbaciones de origen comúnmente antropogénico. La restauración ecológica de un ecosistema promueve reestablecer las funciones (procesos), integridad (composición de especies y estructura comunitaria) y capacidad de resistir a futuras perturbaciones (persistencia y resiliencia) (SER, 2004). Se define como un ecosistema degradado a aquel que ha sufrido pérdidas significativas de sus características históricas, ya sean estructurales o composicionales, o que ha modificado sus procesos ecológicos inherentes que regulan su desarrollo y dinámica (e.g., fuego). La degradación puede dar lugar un nuevo ecosistema, distinto al original o referencia, o limitar la persistencia del ecosistema alterado en el tiempo, a escala de la experiencia humana.

Luego de perturbaciones antrópicas o naturales –y dependiendo del tipo e intensidad– el ecosistema inicia su recuperación a través del proceso ecológico denominado sucesión. En este proceso pueden observarse típicamente varias etapas sucesionales o serales. En caso que la perturbación sobrepase el umbral de resiliencia (o propiedades que permiten que el ecosistema retorne a su condición pre-perturbación) del sistema se produce un cambio a un estado (estable) alternativo, dando así origen a un tipo de comunidad distinta a la original. Una perturbación puede ocurrir sólo una vez (pulsos o eventos discretos), pero determinar cambios significativos, como por ejemplo el derrame de petróleo, o un incendio. En otros casos el ecosistema puede resultar alterado/degradado por eventos menores pero recurrentes, o incluso pueden ser continuos en el tiempo. Este es el caso del pastoreo no regulado de ganado, que degrada un ecosistema de manera continua, o la descarga de contaminantes a las aguas de un río de manera permanente. A su vez, la degradación de un ecosistema puede tener una

1 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción,
2 Instituto de Ecología y Biodiversidad,
3 Pontificia Universidad Católica de Chile,
4 Instituto Forestal,
5 Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Universidad Austral de Chile.

única causa (por ejemplo, un incendio o una tala) o múltiples causas, si éstas actúan al mismo tiempo o en forma sucesiva de modo sinérgico (por ejemplo, incendios, seguidos por una tala e introducción de especies exóticas, por ejemplo). En Chile, las perturbaciones de origen humano más comunes están asociadas a las actividades mineras, agrícolas, ganaderas, forestales y la expansión urbana, acompañadas en décadas recientes por una acentuada degradación debido a incendios recurrentes de origen generalmente antrópico (Armesto et al., 2009; Schulz et al., 2010; Echeverría et al., 2006 y 2007; González, 2005; González & Veblen, 2007).

La restauración ecológica se considera necesaria cuando la recuperación del ecosistema después de una perturbación no ocurre de manera natural o es muy lenta, y cuando la meta u objetivo final es "conducir" al ecosistema dañado a una trayectoria histórica que posibilite el restablecimiento y continuidad de sus procesos ecológicos. Para este propósito, necesitamos conocer las condiciones pre-perturbación del ecosistema (ecosistema de

referencia), pues sus características de composición, estructura y función sirven para orientar el diseño de la restauración. Aunque la restauración ecológica debería basarse, por lo general, en una comprensión del pasado y las variaciones históricas de los atributos del ecosistema, la meta más realista no puede ser reproducir una situación histórica determinada.

El conocimiento histórico y caracterización estructural, composicional y de las condiciones ambientales del ecosistema de referencia es de gran importancia para proveer líneas de base para los proyectos de restauración. Sobre esta base se puede establecer el estado actual del ecosistema y reconocer los procesos ecológicos principales que han sido alterados y que deben ser restaurados. La referencia ecológica puede asumir distintas formas y ser preparada desde fuentes primarias y secundarias de información. Las fuentes primarias son los propios ecosistemas llamados sitios de referencia. Las fuentes secundarias consisten en cualquier otra información que contribuya en alguna forma a la descripción del ecosistema antes de su degradación

DISTINTAS APROXIMACIONES DE MANEJO PARA RECUPERAR ECOSISTEMAS DEGRADADOS

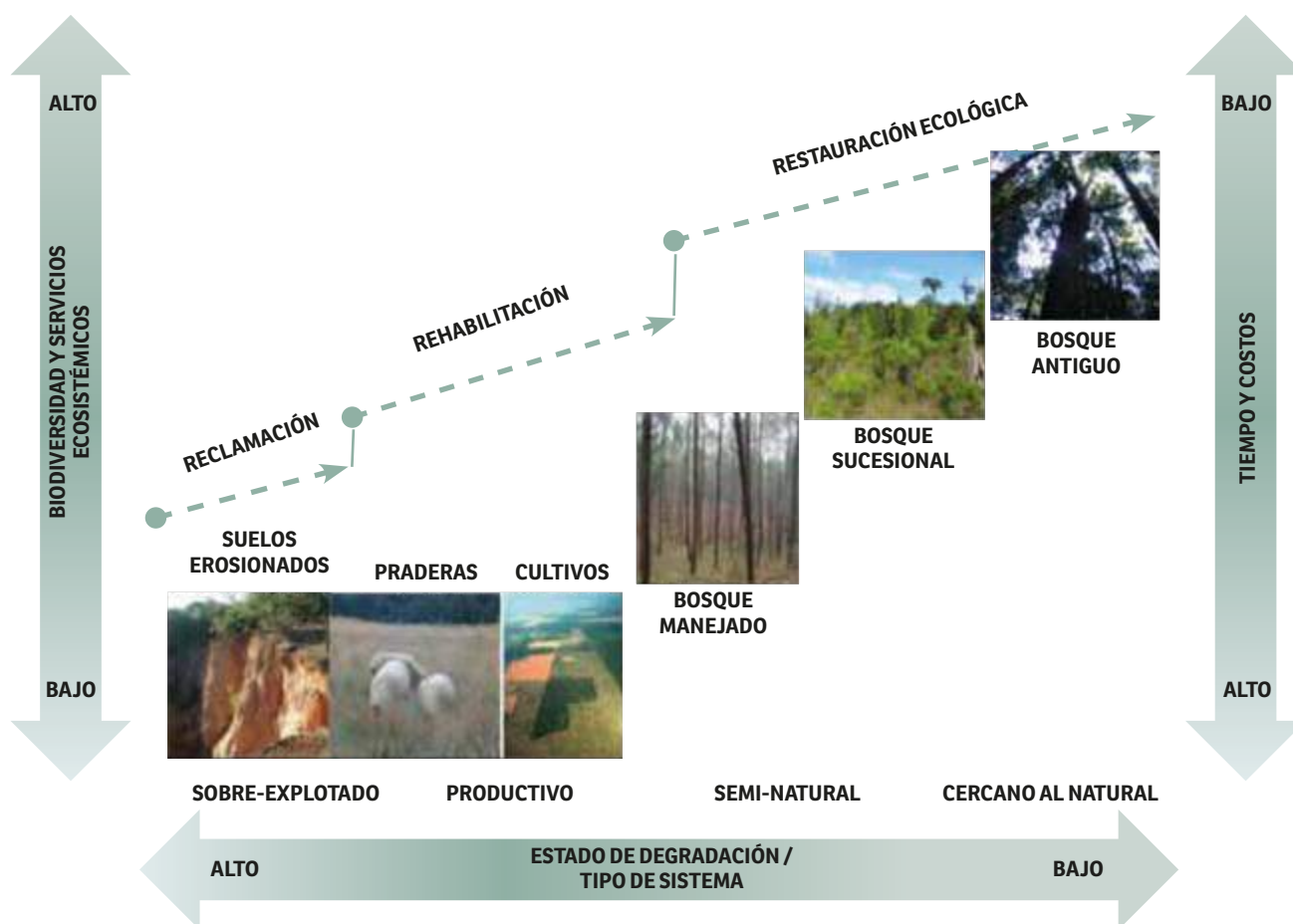


Figura 1. Modelo general de degradación de un ecosistema y posibles objetivos y opciones de manejo e intervención (adaptado de Hobbs & Harris 2001, Chazdon 2008, Van Andel & Aronson 2012). En el lado izquierdo de la figura, biodiversidad y servicios ecosistémicos se refiere a su disponibilidad, mientras que tiempo y costo se refiere a los gastos financieros e inversiones requeridas para actividades y opciones de intervención y manejo. Las flechas de izquierda a derecha representan distintas opciones de recuperación de ecosistemas degradados.

o eliminación (Clewell & Aronson, 2013). La ausencia de buenos análisis históricos, que tomen en cuenta antecedentes palinológicos, culturales y datos de terreno, limita nuestras posibilidades de lograr las metas de restauración.

La restauración ecológica y estrategias asociadas para la recuperación de áreas degradadas

En la actualidad distintas estrategias apuntan a la modificación de la biota y factores físicos para la recuperación de ecosistemas degradados (Fig. 1): (1) Restauración ecológica, acción humana cuyo objetivo es facilitar el tránsito del ecosistema degradado hacia algún estado de referencia histórico, que es representativo de la condición pre-perturbación, sea ésta natural o semi-natural. La restauración ecológica tiene varios objetivos fundamentales, incluyendo: detener las causas que originaron la degradación, recuperar la vegetación y fauna propia de los ecosistemas históricos del área, facilitar y acelerar el proceso de sucesión ecológica, estimulando la regeneración natural, y promover acciones de auto-recuperación que permitan al ecosistema sostener su condición en el futuro. En consecuencia, las acciones de restauración buscan generar un ecosistema más resiliente, es decir, que sea capaz de mantener su estructura, composición de especies y procesos ecológicos frente a variaciones ambientales, y que a la vez se integre dentro de un paisaje más amplio, adaptándose a condiciones climáticas cambiantes. (2) Rehabilitación, acción que tiene como objetivo recuperar las funciones del ecosistema degradado e incrementar su capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos. No considera necesaria la recuperación de la estructura, composición y diversidad del ecosistema histórico. Un ecosistema rehabilitado puede contener especies que realicen funciones similares a las del ecosistema histórico de referencia, pero no necesariamente se trata de las mismas especies que estaban presentes en el ecosistema antes de la perturbación. (3) Reclamación, cuyos principales objetivos incluyen la estabilización de terrenos altamente degradados, ofrecer garantías de seguridad al público, mejorar estéticamente el lugar y mejorar un sitio degradado o sin utilidad, haciéndolo productivo otra vez. El reemplazo de ecosistemas es comúnmente usado en sitios sometidos a actividades mineras. La revegetación es comúnmente usada en proyectos de reemplazo y se realiza con el establecimiento de una o unas pocas especies. Aquellos proyectos de reemplazo que tienen un componente ecológico importante, como el uso de una alta diversidad de especies nativas por ejemplo, podrían llegar a ser considerados una rehabilitación o incluso una restauración (SER, 2004; McDonald et al., 2016).

Métodos de restauración ecológica

Comúnmente se distinguen a lo menos dos métodos para lograr la restauración ecológica de un sitio degradado: a) regeneración natural asistida y b) restauración activa.

a) Regeneración natural asistida: La acción se centra en eliminar o modificar los factores que limitan o impiden la recuperación natural del ecosistema, es decir, agentes de degradación

crónicos o recurrentes, tales como corta, tala, caza, incendios intencionales, ganadería y pastoreo, entre muchos otros factores, con el fin de facilitar la recuperación espontánea de los componentes biológicos y procesos ecológicos. Este método se conocía antiguamente como restauración pasiva (Van Andel & Aronson, 2006; Benayas et al., 2008), y su éxito depende en gran medida de la resiliencia o capacidad del ecosistema perturbado de mantener "legados biológicos" que facilitan la recuperación.

b) Restauración activa. En el caso de ecosistemas degradados o destruidos que presentan baja o nula capacidad de recuperación natural para retornar a su trayectoria histórica, incluso después que los factores de impacto han sido controlados, se requieren acciones específicas que estimulen el avance de la sucesión y el proceso de restauración (Van Andel & Aronson, 2006). La restauración activa implica, además de las acciones ya referidas previamente (e.g., eliminación de agentes de degradación), el uso de técnicas como siembra directa, viverización, plantación, desmalezamiento, plantación de enriquecimiento, control de agentes bióticos, mejora de condiciones de suelo, o cambios en la hidrología, entre otras. El principal objetivo de estas prácticas es recuperar la composición y estructura histórica o la imagen de referencia. Esta aproximación metodológica es especialmente necesaria en áreas donde la recuperación natural asistida puede ser ineficaz o se anticipa muy lenta debido a los niveles de degradación y factores limitantes del desarrollo del ecosistema.

Entre las opciones metodológicas de regeneración natural asistida y activa existe un amplio gradiente de posibilidades de regulación, control y acción deliberada, que deben ser evaluadas para cada sistema en particular. Este conjunto de posibilidades puede ser visto teóricamente como una secuencia lógica de eliminación de barreras (filtros o umbrales) bióticas o abióticas que constituyen limitantes de la re-colonización y/o persistencia de las especies del ecosistema pre-disturbio (Fig. 2, Temperton et al., 2004). Varios autores (e.g., Hobbs & Norton, 1996; Whisenant 1999; Hobbs & Harris; 2001) han propuesto que existen umbrales, o barreras específicas, entre algunos estados del ecosistema que impiden su retorno a una condición histórica menos degradada. Una vez identificadas estas barreras es necesario realizar acciones específicas para superarlas, como por ejemplo eliminar especies exóticas invasoras y herbívoros, restituir nutrientes al suelo, o prevenir agentes de perturbación natural (e.g., incendios, inundaciones, proliferación cíclica de insectos). Es posible en muchos casos identificar barreras para cada atributo del ecosistema que se desea restituir. El punto de partida básico, consiste en eliminar los factores que causan la degradación (e.g., pastoreo, incendios) para evitar que los sistemas crucen umbrales críticos de degradación, resultantes en estados de baja resiliencia. El tipo de intervención requerida dependerá del tipo y extensión del daño del ecosistema. El esfuerzo o costo económico requerido para "impulsar" un sistema hacia un estado de funcionamiento "normal", o menos degradado, es mayor cuando se cruzan umbrales críticos. En la mayoría de los casos, sin embargo,

especialmente en áreas donde aún se mantienen áreas con remanentes históricos del ecosistema original, se requieren cambios en el manejo del paisaje, o manipulación de condiciones bióticas (barreras bióticas), como por ejemplo la recreación de hábitats nativos, o la reintroducción de especies claves. En donde grandes áreas del paisaje han sido degradadas, puede ser necesario modificar el ambiente físico y/o químico (barreras abióticas) a gran escala para recuperar el ecosistema, removiendo barreras como la erosión eólica o hidrológica, fuentes de contaminación local, o se requiere la plantación masiva de especies afectadas por la perturbación. Cuando los procesos ecosistémicos más básicos han sido alterados, e.g., acumulación y reciclaje de materia orgánica y nutrientes, la restauración será más difícil y costosa.

La regeneración natural implica la colonización del sitio degradado por cualquier planta y animal que se dispersa desde los alrededores y posteriormente se establece y sobrevive a lo largo del tiempo. La regeneración natural por tanto tiene un componente estocástico muy alto (Bullock et al., 2002). Algunas restricciones claves a la velocidad de regeneración bajo esta aproximación son: 1) limitación por dispersión, debido a que las fuentes de semillas están distantes y los vectores de dispersión pueden ser escasos (e.g., Bustamante-Sánchez & Armesto, 2012; Fuentes-Castillo et al., 2012); 2) limitación

abiótica, como baja disponibilidad de agua, temperaturas extremas, y baja disponibilidad de nutrientes (e.g., Fuentes et al., 1986; Bustamante-Sánchez et al., 2011); y limitación biótica, como competencia con vegetación herbácea o vegetación exótica, y herbivoría (Fuentes et al., 1986; Vargas et al., 2013; Smith-Ramírez et al., 2013).

Recientemente, la atención se ha dirigido a identificar cuándo los ecosistemas pueden recuperarse sin asistencia (de forma "pasiva"), reduciendo así el costo y esfuerzo, en contraste a casos donde se requieren grandes inversiones y esfuerzos de restauración activa (Holl & Aide, 2011). Si la sucesión natural sigue una trayectoria que conduce a un estado histórico o deseable, tal como el desarrollo espontáneo de un bosque a partir de una pradera agrícola abandonada, como resultado de inmigración de especies desde remanentes de bosque vecinos, entonces no es necesaria una intervención activa. Por ejemplo, en la zona central de Chile, el bosque esclerófilo tiene la capacidad de auto-recuperarse lentamente si se encuentran fuentes de propágulos en las cercanías. Fuentes-Castillo et al., (2012) documentan que el bosque esclerófilo fue capaz de recuperarse de manera espontánea, aumentando su cobertura entre 21 a 55 % en un período de 52 años. En cambio, se requiere restauración activa cuando la trayectoria de cambio del sistema perturbado no es la deseada, ya sea por necesidades humanas,

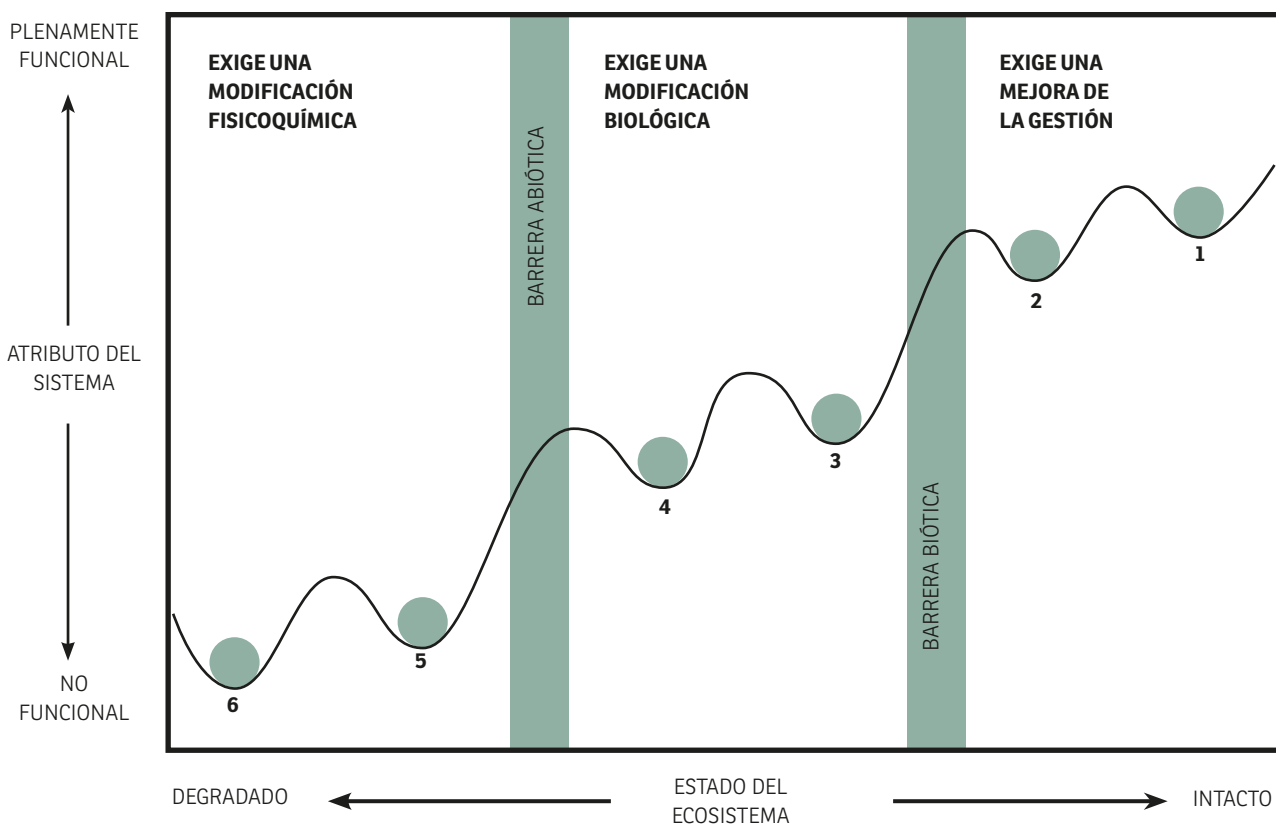


Figura 2. Modelo conceptual de la degradación y restauración de un ecosistema (adaptado de Whisenant 1999, y Hobbs & Harris 2001). La resiliencia ecológica de cualquier ecosistema en un estado dado está indicada por la anchura y la profundidad de la "cubeta" (Holling 1973). La profundidad corresponde al grado de perturbación (hacia la izquierda) o de intervención (hacia la derecha) requerido para provocar la transición al estado siguiente.

o debido a que el sistema se mantiene "atrapado" en un estado degradado, con bajo valor para la conservación o nulo valor económico (Suding et al., 2004). Algunos ecosistemas que han sido degradados pueden permanecer abandonados por largo tiempo (e.g., años o décadas), sin que ocurran cambios perceptibles, manteniendo la condición degradada. Por ejemplo, extensas áreas de bosques que han sufrido cambios en su régimen de perturbaciones (frecuencia y severidad) han sido transformados a matorrales con baja densidad de árboles y dominados por un denso sotobosque de bambúceas nativas (*Chusquea quila* o *C. culeou*) o arbustos como *Baccharis patagónica* o *Acacia caven* (González et al., 2005; Díaz & Armesto, 2007; Van de Wou et al., 2011). De manera análoga, en áreas de bosques templados, el ciclo del agua se ha modificado drásticamente, determinando que áreas históricamente dominadas por bosques siempreverdes en el norte de la Isla de Chiloé han sufrido una transformación cuasi-irreversible a matorrales abiertos e inundados sobre suelos con drenaje pobre (Díaz et al., 2007). Estos humedales secundarios pueden ser invadidos por especies de musgos del género *Sphagnum* y por densas coberturas de helechos (e.g., *Blechnum*), creando condiciones locales que limitan severamente la regeneración arbórea (Díaz & Armesto, 2007; Bustamante-Sánchez et al., 2011). En el sur de la Isla de Chiloé, miles de hectáreas de cipresales fueron quemadas hace 80 años, y hoy en día los bosques no se han podido recuperar debido a la escasa regeneración natural (Bannister et al., 2014).

La forma más efectiva y eficiente en términos ecológicos y económicos de restaurar ecosistemas donde la degradación no ha sido extrema, es a través de la regeneración natural asistida (e.g., Bannister et al., 2013). A pesar de los avances recientes de la teoría de sucesión ecológica y su uso corriente para fundamentar las prácticas de restauración, (Walker & del Moral, 2003; Walker et al., 2007; Hobbs et al., 2007), la sucesión espontánea de la vegetación no es siempre la opción preferida frente al uso de procedimientos técnicos. Para que el tiempo y los recursos no se malgasten en acciones costosas con resultados dudosos, nos parece esencial evaluar experimentalmente la capacidad de los ecosistemas de recuperarse sin asistencia y formular modelos para predecir las trayectorias sucesionales en los sitios que han sido restaurados. De esta manera, se puede orientar la selección de sitios prioritarios para la restauración, distinguiendo sitios que requieren intervención activa de aquellos que pueden regenerarse naturalmente, con mínima intervención. La priorización y selección de sitios permite un balance eficiente entre el costo y beneficio de las actividades a realizar, maximizando la probabilidad de éxito en el mediano y largo plazo.

La restauración ecológica en el contexto de otras disciplinas

La restauración ecológica, como su propio nombre lo indica, tiene fuertes vínculos con la teoría y experiencias de la ecología, principalmente con el conocimiento teórico y empírico de la sucesión ecológica. Otras sub-disciplinas de esta ciencia como la ecología del paisaje o la ecología de ecosistemas

están también vinculadas con la restauración ecológica, ya que pueden ayudar a identificar y elegir sitios que requieren ser restaurados, y procesos ecosistémicos claves a restaurar. La aplicación de un enfoque de paisaje como la Restauración del Paisaje Forestal (RPF), propuesto por la UICN y WWF (WWF & IUCN, 2000; ITTO & IUCN, 2005) y otros que proponen recuperar la funcionalidad del paisaje para restaurar el capital natural (Aronson et al., 2007), son recomendables cuando se busca recuperar el bienestar de las personas y, al mismo tiempo, la integridad ecológica de los ecosistemas en extensos territorios. La restauración del paisaje no necesariamente implica recuperar ecosistemas a gran escala, sino más bien, recuperar atributos esenciales en paisajes forestales que han sido deforestados o degradados, como por ejemplo recuperar la conectividad. Por otra parte, en algunos paisajes puede ser necesaria la restauración de ecosistemas a gran escala, mediante un plan de restauración de largo plazo altamente participativo, que gestione adecuadamente los recursos financieros, humanos y naturales.

En Chile, diversos paisajes forestales y formaciones xerófitas exhiben una progresiva tendencia a la pérdida, fragmentación y degradación de hábitats, lo cual ha conformado paisajes fuertemente degradados, dominados por usos antrópicos del suelo. Considerando la pérdida de ecosistemas de bosques nativos en amplias regiones de Chile, la restauración de estos ecosistemas debe ser diseñada y planificada a escala de paisaje. Esto no quiere decir, que el paisaje completo debe volver a su condición original, lo cual es improbable dada la presencia humana y uso productivo del paisaje, sino más bien, que el diseño de un programa de restauración del paisaje debe tomar en cuenta patrones espaciales y procesos a nivel de paisaje en un mosaico de ecosistemas naturales y manejados y a través del tiempo.

Al igual que otras áreas relacionadas con el cuidado y protección del medio ambiente, la restauración ecológica también está vinculada a las ciencias sociales, económicas, filosóficas, políticas y jurídicas, todas las cuales confieren una dimensión amplia a la disciplina (Armesto et al., 2007). Estos aspectos son tan relevantes como los aspectos científicos y técnicos, y deben ser integrados en los proyectos de restauración (Comin, 2010). Las ciencias sociales y económicas ayudan a definir las metas desde el punto de vista de las condiciones deseadas por la sociedad y evaluar los costos y beneficios que implica esta tarea. En este contexto, es crucial integrar las aspiraciones y conocimientos de las comunidades locales, contribuyendo a reconciliar intereses diversos y compartir los costos y beneficios de la restauración ecológica.

Los programas de restauración ecológica deberían fundamentarse en una visión holística, en donde tanto las necesidades del ecosistema como las necesidades humanas son consideradas en el diseño e implementación (Lee & Hancock 2011). Sin embargo, los aspectos socioeconómicos de la restauración muchas veces son los que reciben menos atención (Aronson

et al., 2010; Yin & Zhao, 2012; Comin, 2010; Weber & Stewart, 2009; Egan et al., 2011). Por ejemplo, en Chile central se ha encontrado poco interés por la restauración por parte de comunidades rurales (Schiapacasse et al., 2012; Smith-Ramírez et al., 2011). Los programas de restauración ecológica restituyen sistemas con capacidad de incrementar la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos en ambientes degradados, especialmente donde los impactos han sido crónicos. Así la restauración produce beneficios directos e indirectos para las comunidades locales y para la sociedad en su conjunto. Actualmente, ha aumentado la conciencia del valor de la restauración ecológica en términos de su aporte en servicios ecosistémicos e inversión en capital natural (Aronson et al., 2007). Una evaluación reciente de proyectos de restauración en un amplio rango de tipos de ecosistemas degradados indican que la restauración ecológica puede mejorar la provisión de biodiversidad y servicios ecosistémicos en un 44 y 25% respectivamente (Benayas et al., 2009). Algunos de los beneficios

sociales y económicos de la restauración son el aumento de ingresos de los habitantes locales y la creación de empleos a través de la producción de madera, productos forestales no maderables y turismo. Además, las áreas restauradas pueden constituirse en espacios de recreación, educación y otros servicios culturales para las comunidades locales. En Chile, donde la visión de la restauración ecológica es nueva, existen pocos casos de este tipo, pero hay perspectivas e interés de algunas comunidades de generar este tipo de bosques comunitarios, especialmente en el entorno del bosque templado. Es el caso de las comunidades de Pilolkura e Isla del Rey en Valdivia.

Finalmente, la ética y filosofía contribuyen a incrementar la conciencia pública y privada de las consecuencias de la degradación ambiental. Además, pueden ayudar a decidir el establecimiento de marcos legales, o sociales, que obliguen o fomenten que empresas o agencias que causen degradación o daño a los ecosistemas, incluyan en su presupuesto los costos de la restauración ecológica.



Agradecimientos

MABS agradece el apoyo del proyecto Fondecyt 11121452. JRB agradece el financiamiento del proyecto CONICYT-PAI Folio N°821320007. MEG agradece el apoyo al Centro de Ciencia del Clima y Resiliencia (CONICYT/FONDAP/15110009). MABS y CSR agradecen el apoyo del proyecto Fondef-Idea CA1311027. MABS, JJA y CSR agradecen el apoyo de los proyectos PFB-23 (CONICYT) y P05-002 (ICM).

El espino (Ulex europaeus) es una especie exótica invasora, de rápido crecimiento, que puede llegar a formar verdaderas murallas difíciles de controlar. Costa de Valdivia, Región de Los Ríos. Foto: Jorge Herreros.





GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

7.3 CONSERVACIÓN EX SITU

Pedro León-Lobos¹, Lorena Barra-Bucarei² y Fernando Ortega Klose³

7.3.1 BANCOS DE GERMOPLASMA EN CHILE

INTRODUCCIÓN

Los bancos de germoplasma (Gene Bank en Inglés) son Centros para la conservación ex situ de recursos genéticos en que funcionan bajo condiciones adecuadas para prolongar la vida del material conservado. Para operar adecuadamente y ser considerados como tal, los bancos de germoplasma deben contar con capacidad administrativa, financiera, técnica, tecnológica y de información permanente, que asegure su sostenibilidad.

Los recursos genéticos (RRGG) son el material genético animal, vegetal o microbiano de valor actual o potencial para el ser humano, por tanto existen bancos de germoplasma animales, microbianos y vegetales. Se entiende por germoplasma al material genético (genes) que constituye la base física de

la herencia y que se transmite de una generación a la sucesiva mediante las células germinales. En el caso de plantas, son germoplasma, las semillas, esquejes, bulbos, tubérculos, yemas, polen y células, tanto de plantas silvestres como de variedades y líneas de mejoramiento de plantas cultivadas. En el caso de animales se puede conservar semen, óvulos, embriones crio-preservados y animales en granja.

Los bancos de germoplasma desempeñan un papel clave en la conservación de la biodiversidad agrícola, pecuaria, forestal y de uso bio-industrial y, más recientemente de las especies silvestres amenazadas. También es clave su rol de proveedor de material genético para investigación, desarrollo de razas de ganado y variedades de cultivos, así como de microorganismos en las diversas áreas de la industria. La conservación sostenible de los recursos genéticos depende de una gestión eficaz y eficiente de los bancos de germoplasma mediante la aplicación de normas y procedimientos que aseguren la continua supervivencia y disponibilidad de estos recursos genéticos.

1 Investigador Programa de Recursos Genéticos, Centro Regional de Investigación La Platina, INIA, Av. Santa Rosa 11.610, La Pintana, Santiago. pleon@inia.cl

2 Coordinadora Red de Bancos de Germoplasma INIA, Centro Regional de Investigación Quilamapu, INIA, Avenida Vicente Méndez 515, Chillán. lbarra@inia.cl

3 Coordinador Nacional Programa de Recursos Genéticos, Centro Regional de Investigación Carillanca, INIA, Km 10, Camino Cajón, Vilcún. fortega@inia.cl

Particularmente, los bancos de germoplasma de especies silvestres funcionan como sistema de resguardo y distribución de material genético en caso que este desaparezca de su hábitat natural, por tanto es esencial entender su rol dentro de una estrategia integrada de conservación de la biodiversidad, siempre teniendo presente que lo ideal es la conservación in situ (en el hábitat natural) cuando sea factible, especialmente para las plantas nativas. Sin embargo, el estado actual de deterioro de los ecosistemas naturales, producto fundamentalmente de la acción humana, hace poco probable asegurar la supervivencia de la biodiversidad amenazada en su condición natural. Esto obviamente se agravará en el contexto del cambio climático. Por ello, la conservación ex situ en bancos de germoplasma es una necesidad más que complementaria, es esencial para evitar que la diversidad genética nativa y cultivada se extinga.

TIPO Y CARACTERÍSTICAS DE LOS BANCOS DE GERMOPLASMA

Bancos de germoplasma vegetales

Existen varios tipos de bancos de germoplasma los cuales se diferencian por la naturaleza del material conservado y

la tecnología de conservación aplicada. Algunos conservan plantas enteras in vivo (Ej. banco genético en campo, jardín de variedades, Arboretum); otros conservan estructuras o partes de plantas que tienen la capacidad de llegar a generar o convertirse en nuevos individuos, como los bancos de semillas, de tejido in vitro y de crio-preservación. El uso de uno u otro método dependerá principalmente del objetivo del programa de conservación, el tipo de material a conservar, el desarrollo tecnológico y los recursos disponibles.

Los bancos de germoplasma pueden conservar a mediano plazo (bancos activos) y largo plazo (banco base). Pueden enfocarse a conservar la diversidad genética de una especie o varias especies, sean estas relacionadas por su taxonomía, por su estado de conservación, una región o comunidad vegetal. Pueden ser de carácter nacional o internacional. Ejemplos de bancos de germoplasma internacionales es el banco de papa del CIP (Centro Internacional de la Papa, Lima Perú) que conserva in vitro gran parte de la diversidad de asociada a este cultivo. Cabe destacar a la Bóveda Mundial de Semillas localizada en el Archipiélago de Svalbard Noruega, cuyo propósito es proveer un respaldo contra la pérdida incremental

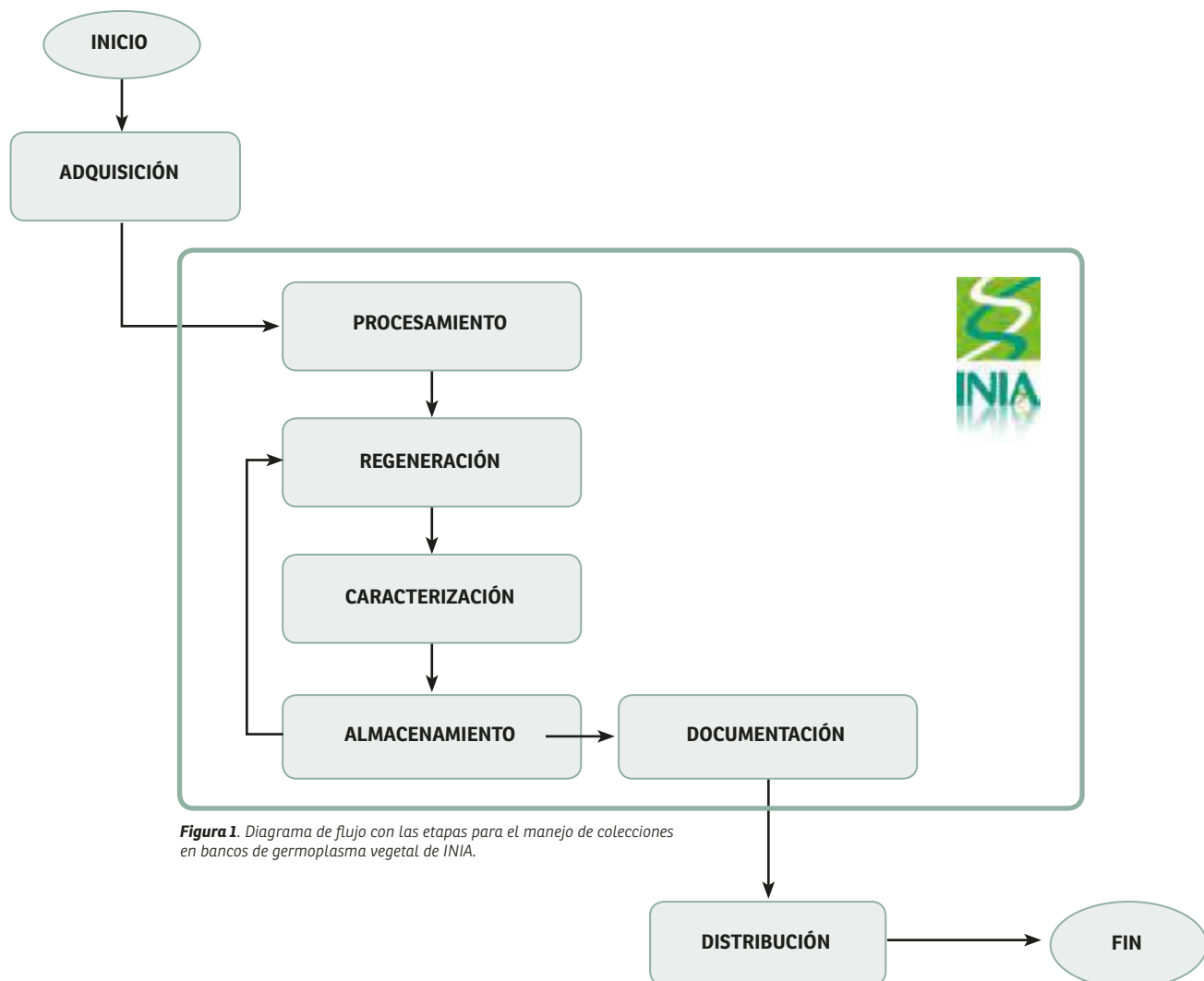


Figura 1. Diagrama de flujo con las etapas para el manejo de colecciones en bancos de germoplasma vegetal de INIA.



Foto 1.- Interior de la Cámara de conservación del Banco Base de Semillas

y catastrófica de la diversidad de cultivos conservada en los bancos de semillas tradicionales del mundo.

Los bancos de germoplasma vegetales desarrollan actividades que en su conjunto componen el manejo de los recursos fitogenéticos, con el fin de asegurar su calidad, uso y disponibilidad futura (Figura 1). Estas son la: a) Adquisición, que puede realizarse a través de la colecta, el intercambio y la donación de germoplasma; b) Procesamiento del germoplasma; c) Monitoreo de la viabilidad del germoplasma colectado o conservado, d) Caracterización y evaluación, consiste en la descripción sistemática de atributos cualitativos y cuantitativos de las accesiones de una misma especie o cultivo; e) Regeneración y multiplicación, en términos generales son actividades similares, referidas a la propagación de una accesión con el fin de disponer de suficiente material para conservación y utilización; f) Almacenamiento, que es la mantención de germoplasma bajo condiciones controladas; g) Documentación, referida al registro, organización y análisis de la información asociada a las colecciones, y finalmente; h) Distribución de germoplasma, a solicitud de los interesados.

Según el Segundo Informe Mundial sobre los Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y La Agricultura de la FAO, existen más de 1.750 bancos de germoplasma vegetales en todo mundo. Se estima que actualmente se conservan alrededor de 7,4 millones de accesiones a nivel mundial, aunque solo entre un 25 a 30% de estos son distintas, reflejando gran duplicidad entre bancos de germoplasma.

En sus inicios los bancos de germoplasma vegetal fueron creados principalmente para conservar la diversidad genética asociadas a cultivos esenciales para agricultura y seguridad alimentaria. En las últimas décadas, especialmente desde el surgimiento del Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB) en 1992 y luego de la Estrategia Global para La Conservación de Especies Vegetales en 2002, se han intensificado los esfuerzos y los bancos de germoplasma, particularmente de semillas han ampliado sus acciones a la conservación de plantas silvestres particularmente aquellas amenazadas de extinción. Este es el caso del Banco de Semillas para el Millennium (MSBP Kew), iniciativa iniciada el año 2000, liderada por el Royal Botanic Gardens Kew (RBG Kew) y en la que participan sobre 80 instituciones de diferentes países. El objetivo del



Figura 3. Diversidad en la colección de variedades tradicionales de porotos chilenos conservadas en el Banco Base de Semillas, INIA.

MSBP Kew es conservar al año 2020 el 25% (75.000 especies) de todas las especies silvestres con semillas biológicamente posibles de almacenar, especialmente originarias de ecosistemas en mayor riesgo por el impacto de las actividades humanas, incluyendo el uso de la tierra y el cambio climático.

Banco germoplasma microbiano

El desarrollo de la microbiología ha creado la necesidad de establecer colecciones de cultivos de microorganismos, de manera de preservar cualidades biológicas y genéticas con fines de estudio, o para la producción de bienes y servicios. En la última década se ha visto un incremento en la apreciación del valor de las colecciones de cultivos de microorganismos tanto para la conservación de recursos genéticos y la biodiversidad, como para proveer de una fuente esencial para el desarrollo biotecnológico mundial. El establecimiento de una legislación mundial sobre este tipo de recursos parte con el Tratado sobre Diversidad Biológica (CDB 1992), donde se crearon las bases y se establecieron los objetivos y lineamientos generales para la conservación de la biodiversidad y el aprovechamiento de los recursos biológicos en escala global. Estos recursos genéticos se han establecido en colecciones de cultivos microbianos, los que están representados internacionalmente por La Federación Mundial de Colecciones de Cultivos (WFCC). De acuerdo a datos entregados por la WFCC en el mundo existen 704 colecciones microbianas que conservan 2.539.624 accesiones, donde Asia es el continente con mayor número de colecciones (244) seguido por Europa (232). En América existen 175 colecciones siendo Brasil y Estados Unidos los que en su conjunto conservan un 59% de los microorganismos

de este continente. En el caso de Chile, se reportan 4 colecciones con un total de 2.777 accesiones conservadas.

Desarrollo de los bancos de germoplasma en Chile

Desde su creación en 1964, INIA mantiene y caracteriza germoplasma vegetal en el marco de los programas de mejoramiento genético de cultivos. Sin embargo, no es hasta 1983 que los bancos de germoplasma toman impulso en el país. Esto es a raíz de la firma y ratificación por parte de Chile del Compromiso Internacional sobre Recursos Fitogenéticos para La Alimentación y La Agricultura de La FAO. Dicho compromiso surgió a partir de la preocupación de los especialistas por la creciente pérdida de las variedades tradicionales y locales producto del reemplazo por variedades comerciales. Para revertir esto, consideraba la creación de una red de bancos de germoplasma a nivel nacional, regional e internacional.

En 1985 el Gobierno de Chile, a través del Ministerio de Agricultura, mandata a INIA desarrollar acciones tendientes a cumplir el Compromiso internacional asumido. Entre 1989 y 1995, con el apoyo de La Agencia Internacional de Cooperación del Japón, (JICA) y del Estado de Chile, INIA ejecutó un Proyecto de Conservación de Recursos Genéticos Vegetales. Uno de los productos concretos de este esfuerzo fue la consolidación del Programa de Recursos Genéticos de INIA cuya base y la construcción de bancos de germoplasma que permiten conservar ex situ principalmente en forma de semillas los recursos genéticos vegetales del país.

Desde 2010, INIA con el apoyo del Ministerio de Economía ejecuta el proyecto Centro de Recursos Biológicos Públicos, cuyo objetivo es implementar un Centro en sus diferentes componentes técnicos y de gestión, sobre la base de los requerimientos nacionales e internacionales vigentes en materia



Foto 3.- Criopreservación de microorganismos en el Banco de Germoplasma Micribiano, INIA-Quilamapu, Chillan.

de conservación de RRGG. Este proyecto vino a sistematizar y fortalecer el trabajo realizado por los bancos de germoplasma en término de las actividades de manejo de las colecciones.

En el 2013 y en el marco del proyecto "Centro de Recursos Biológicos Públicos", INIA establece formalmente la Red de Banco de Germoplasma de INIA, conformada por los 4 bancos activos y 1 banco base de semillas construidos previamente en el marco del Proyecto INIA-JICA y un Banco Microbiano. Además, en 2015 ingresa a la Red el banco activo y base de papas que conserva una importante colección de papas nativas.

BANCO DE GERMOPLASMA EN CHILE

Germoplasma vegetal

En el Seguimiento de la Implementación del Segundo Plan de Acción Mundial para los Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura realizado por la FAO durante el 2015, respecto a las accesiones conservadas

ex situ en condiciones de mediano o largo plazo en el país, de 17 instituciones consultadas solo 4 informaron mantener colecciones en banco de germoplasma. Todos estos en general, cumplirían con las condiciones definidas internacionalmente para el almacenamiento a largo y mediano plazo, respectivamente. En total son 3 bancos bases y 5 bancos activos, además, de 21 cámaras o bancos de trabajo para conservación a corto plazo (menos de 3 años) (Tabla 1). A estos hay que agregar la conformación reciente del banco base in vitro de papas de INIA-Remehue (Osorno). Salvo el caso de INIA, en general no existe antecedente sobre la capacidad de almacenamiento y de infraestructura de los otros bancos. La cámara de conservación del Banco Base de INIA tiene un volumen de 330 cm³ con capacidad de almacenar 72.000 muestras y los bancos activos una capacidad de 30.000 muestras de semillas cada uno. A la fecha, de todos los bancos los únicos que disponen en línea de información sobre sus colecciones, y que tiene un sistema de documentación y acceso público a los recursos genéticos son los bancos de

Tabla 1. Banco de semillas en Chile, instituciones a cargo y sus características según el proceso de seguimiento de la implementación del Segundo Plan de Acción Mundial para los Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura 2015. Nota: Estos datos difieren sustancialmente de lo previamente reportado por Salazar et al. (2006), donde un número mayor de instituciones reportaron tener bancos de semillas.

Institución	Tipo Infraestructura	Características
Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA)	Banco Base de Semillas	-18 oc 1 15°/o HR, cámara de secado
	4 Bancos Activos de Semillas	-5 °C, 40 -45% HR, cámara de secado
	20 Cámaras de Trabajo	10 °C, 40 - 45% HR
Universidad Austral de Chile (UACH)	Banco Base de Semillas / Banco Activo	-18°CI envasado hermético, cámara de secado
	Cámara de Trabajo	Temperatura controlada
Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), Magallanes	Banco Base de Semillas	-18 °C, envasado hermético

La Red de Bancos de Germoplasma de INIA. El 26% de las colecciones de INIA están regeneradas y caracterizadas del punto de vista agronómico.

Adicional a lo informado al Plan de Acción Mundial 2015 de FAO, existirían en el país alrededor de 30 colecciones de frutales en campo (Ej. Colección de vides, murtillo, olivos, paltos, etc.) e invernadero, 13 laboratorios de micropropagación que mantienen alguna colección in vitro, 4 bancos de genes, 2 unidades de crío-preservación y un banco de polen a localizado en Universidades y Centros de Investigación (Salazar et al. 2006).

De las al menos 48.976 accesiones conservadas en Chile, INIA mantiene la colección más importante con un total de 44.913, seguido por el Servicio Agrícola y Ganadero con 2.937, la Universidad Austral de Chile con 863 (Tabla 2). Además, el Centro de Estudios Avanzados en Fruticultura mantiene en campo 263 accesiones de frutales.

Tabla 2. Detalle por rubro de las accesiones conservadas ex situ en bancos de germoplasma en Chile.

Colección	INIA	CEAF	SAG	UACH
Cereales	27.970		2.810	27
Frutales	547	263	-	4
Hortalizas	1.021		66	10
Leguminosas	10.068		24	19
Oleaginosas	150		-	-
Tubérculos	689		-	-
Pseudocereales	578		688	10
Forrajeras	1.018		-	-
Nativas	2.872		37	105
Total	44.913	263	2.937	863

Fuente: Programa de RRG de INIA - Seguimiento del Plan de Acción Mundial, PAM-FAO. Inventario a 2017.

Recientemente Torres & Magni (2012), reporta un total de 892.917 accesiones de recursos genéticos forestales en 513 colecciones mantenidas por compañías forestales, universidades e institutos de investigación. De estas un 97% son mantenidas en rodales o huertos clonales, principalmente de especies de Pinus y Eucaliptus.

Desde 1990 INIA desarrolla actividades de conservación en banco de semillas de germoplasma nativo. Aunque en los primeros 10 años el foco estuvo en conservar plantas silvestres relacionadas a cultivos. Sin embargo, a partir de 2001 INIA inicia un programa de conservación de semillas de plantas nativas con apoyo del Millennium Seed Bank Partnership de los Jardines Botánicos Reales de Kew (RBG Kew).

Este Programa tiene su justificación en el: a) alto nivel de endemismo de la flora chilena (50%), b) acotado rango de distribución de estas, un 58% de la flora endémica de Chile se distribuyen en solo una o dos Regiones administrativas; c)

relativamente alto grado de amenaza, un 26% de las 562 especies de plantas nativas clasificadas oficialmente en cuanto su grado de amenazas, están en Peligro Crítico o en Peligro de Extinción, c) No están adecuadamente conservado in situ en Áreas Silvestres, esto por la desigual distribución de la superficie protegida, la cual se concentra principalmente en el sur de Chile y d) Su alto potencial de uso, alrededor del 25% de la flora nativa es conocida como fuente potencial, ya sea para alimento, medicina, forraje, ornamento, entre otros.

El propósito del programa es evitar la pérdida de diversidad genética; disminuir la probabilidad de extinción de especies nativas y hacer disponibles estos materiales para su investigación; y posterior domesticación y desarrollo. El programa cuenta con el apoyo técnico y financiero de los Jardines RBG Kew. La meta al año 2010, fue recolectar muestras de semillas de al menos 1.000 plantas endémicas (20% de las plantas chilenas), especialmente especies endémicas, amenazadas de extinción y con un potencial de uso forrajero, ornamental y alimenticio. Para el periodo 2011-2020, se propuso una meta inicial de llegar al 40% de la flora chilena conservada y se amplió el área de prospección y recolección hacia el bosque nativo del sur de Chile (León-Lobos et al., 2012). Sin embargo, el cumplimiento de la meta 2020 es poco probable dado la falta recursos para este periodo.

Al presente se ha logrado recolectar sobre alrededor de 2.800 muestras de semillas, correspondientes a 1.266 especies. De estas un el 67% son endémicas y el 33% restante nativas de Chile. Hay una fracción menor al 0,5% de accesiones de especies introducidas. Del total con conservado, un 39, 36 y 13% corresponden a Hierbas anuales y perennes, arbustos y geófitas, respectivamente, seguido de cactus, árboles y menor fracción de lianas y plantas parásitas (Figura 2). Una fracción no menor corresponden a especies en amenazadas de extinción, como *Krameria cistoidea* (pacul), *Balsamocarpon brevifolium* (algarrobilla), *Dalea azurea*, *Leontochir ovallei* (garra de león) y *Tecophylaea cyanocrocus* (azulillo).

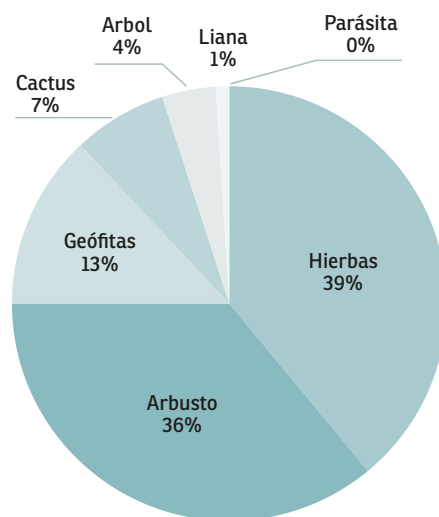


Figura 2. Distribución por forma de vida de las accesiones de nativas conservadas en el Banco Base de Semillas, INIA. N = 2.872 accesiones.

Germoplasma microbiano

En lo que respecta a microorganismos existen colecciones de trabajo que son mantenidas en universidades destacando la Universidad de Concepción, Universidad de Chile, Universidad de La Frontera y Universidad Austral. También hay una colección de microorganismos conservadas en el Instituto Forestal (INFOR). Estas colecciones se han creado en el marco de proyectos de investigación por lo que su conservación no se encuentra garantizada. INIA cuenta con el único banco de germoplasma microbiano de carácter público en Chile, el cual conserva la Colección Chilena de Recursos Genéticos Microbianos (CChRGM).

El Banco de Recursos Genéticos Microbianos (BRGM) de INIA esta localizad en la ciudad Chillán (36°36'S 72°07'W), Región del Biobío. Posee una colección de 1.757 accesiones de las cuales el 98% corresponde a la colección pública conformada por microorganismos provenientes de los distintos proyectos ejecutados por INIA por más de 15 años de trabajo (Tabla 3). La colección pública se caracteriza por estar constituida principalmente por microorganismos potencialmente utilizables en beneficio de la agricultura (72%) y son la base para el trabajo de investigación realizado en el Centro Tecnológico de Control Biológico de INIA. El BRGM es estratégico para el desarrollo de innovaciones biotecnológicas para el país y los países Sudamérica, ya que es el único en la región que posee la categoría de Autoridad Internacional de Depósito (IDA por sus siglas en inglés) bajo el Tratado de Budapest. Actualmente el banco está habilitado para recibir depósitos de bacterias y hongos provenientes del todo el mundo que son conservados bajo las técnicas de liofilización y crio-conservación.

DESAFÍOS

El gran desafío para Chile es asegurar la conservación y disponibilidad futura tanto de la diversidad genética asociada a los cultivos y animales domésticos esenciales para nuestra alimentación y agricultura e industria, así como también de la flora y fauna nativa, particularmente aquella endémica, en peligro de extinción y de valor actual o potencial para el desarrollo económico del país.

Tabla 3. Colección de Microorganismos conservados en el Banco Base de Recursos Genéticos Microbianos de INIA-Quilamapu (Chillán).

COLECCIÓN	TOTAL	%
Depósitos IDA	43	2%
Depósitos Privados No IDA	-	
Colección Pública	1.714	
Bacterias	5	0%
Fitopatógenos	413	24%
Hongos Entomopatógenos	1.083	62%
Hongos Nematófagos	35	2%
Trichodermas	178	10%
Total	1.757	100%

Para abordar este desafío es clave tener presente los compromisos asumidos internacionalmente en esta material. Estos son: a) el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), particularmente el Artículo 9, que establece la necesidad que los países firmantes adopten medidas para la conservación ex situ de, particularmente que establezcan y mantengan instalaciones para la conservación ex situ y la investigación de plantas, animales y microorganismos, preferiblemente en el país de origen de recursos genéticos, b) el Tratado Internacional de Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y Agricultura de la FAO, el cual fue ratificado en febrero 2016, por el Estado de Chile. En el marco del Tratado le cabe a Chile la responsabilidad de organizar un sistema eficaz y sostenible de conservación ex situ de los recursos fitogenéticos para la alimentación y la agricultura (RFGAA). Esto incluye inventariar y recolectar, conservar ex situ, caracterizar, regenerar, documentar y evaluar los RFGAA, c) La Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE), da la bienvenida a las contribuciones de sus miembros en el tema de conservación, estudio y uso sustentable de los recursos genéticos a la vez recomienda el desarrollo de centros de recursos biológicos (OECD, 2001).

Específicamente, nuestro desafío como país en materia de bancos de germoplasma es contribuir a la Metas de AICHI, que forman parte del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 de la CDB. La Meta N°12 establece que: *"para el 2020, se habrá evitado la extinción de especies en peligro identificadas y su estado de conservación se habrá mejorado y sostenido, especialmente para las especies en mayor declive"* y la Meta N°13 que *"se mantiene la diversidad genética de las especies vegetales cultivadas y de los animales de granja y domesticados y de las especies silvestres emparentadas, incluidas otras especies de valor socioeconómico y cultural, y se han desarrollado y puesto en práctica estrategias para reducir al mínimo la erosión genética y salvaguardar su diversidad genética"*.

Para el caso del cumplimiento de la Meta N°12, se han hecho avances a través del Programa de conservación de semillas nativas, donde un número significativo de especies endémicas y en Peligro están siendo conservadas. A la fecha esto se ha realizado con fondos internacionales, los cuales se terminaron. Por ello, para cumplir con esta meta se requiere de un apoyo decidido del Estado no solo para recolección y conservación de especies amenazas, sino que también para su investigación en propagación de plantas. Dado que se registran al menos un 25% de plantas nativas con uso, esfuerzos se podrían también orientar a conservar e investigar grupos de especies de importancia potencial para la bioindustria. Por otro lado, el país tiene mayor avance en la conservación ex situ de la diversidad de cultivos (Meta AICHI N°13). Sin embargo, a pesar de importantes colecciones de cultivos se han establecido como es el caso de papa, maíz, trigo, etc., falta realizar y/o profundizar la multiplicación y caracterización de una importante fracción de la colección de los cultivos. Esto posibilitaría hacer duplicados

base y a su vez aumentar el valor y probabilidad de uso de estas colecciones por los mejoradores.

Para los microorganismos, el trabajo está recién comenzando se requiere realizar inventarios detallados sobre el estado de las colecciones existentes en el país. Realizar los respaldos en el BRGM de INIA de las colecciones mantenidas por otras instituciones. Se requiere incrementar la recolección de microorganismos de importancia/utilidad para la agricultura e industria. Fomentar la caracterización e investigación con miras al desarrollo de productos y tecnologías de importancia económica.

Salvo lo que pueda encontrarse en zoológicos y centros de rescate, no existe información sobre experiencias de conservación de animales silvestres en peligro (Ej. Chinchilla, Huemul, Vicuña) en bancos de germoplasma. La mantención de animales domésticos de granja (Ej. ganado ovino, bovino, porcino) y conservación de gametos es realizada por algunas instituciones como la Universidad Austral e INIA. En caso de INIA, parte de su accionar en conservación zoogenética es a través de la inscripción de razas (Ej. caballo chilote y oveja chilota) y la mantención en pradera de razas ovinas y bovinas por los programas investigación y reproducción ganadera.

Se requiere fortalecer las capacidades en infraestructura para la conservación genética en el país. Preferentemente, optimizar la capacidad existente para la conservación de germoplasma vegetal, particularmente aquellos bancos de semillas de

carácter público, además, de crear o ampliar las capacidades de los bancos existentes para conservación en campo, in vitro y para criopreservación para aquellas especies con predominancia de reproducción asexual, como los frutales.

Aumentar la vinculación y coordinación entre los actores para la conservación e investigación en recursos genéticos. Crear un sistema nacional integrado, una política nacional con su respectiva estrategia orientada a promover la conservación, investigación y la innovación a partir del germoplasma conservado o presente en Chile.

Un tema estrechamente vinculado a los bancos de germoplasma, es el acceso a los recursos genéticos, uno de los 3 temas prioritarios definidos por la CDB. La CDB establece que los recursos genéticos son de soberanía de los países y estos tienen la responsabilidad de regular su acceso. Esta regulación no existe aún en Chile. Su desarrollo e implementación permitiría tener control sobre el acceso y su uso, especialmente por solicitantes extranjeros y permitiría la retribución justa y equitativa en el caso de originarse beneficios a partir de su desarrollo.

Finalmente se requiere, asegurar la sostenibilidad y funcionamiento en el largo plazo de los bancos de germoplasma chilenos que permita cumplir con los compromisos establecidos. Cabe recordar que los recursos genéticos que se encuentran en el país, y sea in situ o ex situ, son patrimonio de Chile, por tanto bienes públicos de la nación. El Estado tiene la responsabilidad de conservarlos y promover su uso sustentable.



El jardín botánico nacional de Viña del Mar, posee un jardín de especies de orquídeas, en donde es posible observar la floración de varias de estas, como la orquídea *Chloraea chrysantha*. Región de Valparaíso. Foto: Jorge Herreros.

7.3.2 EL ROL DE LOS JARDINES BOTÁNICOS EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Antonia Echenique Celis¹

Para difundir el tema de los jardines botánicos en nuestro país, en muchas ocasiones hacemos la pregunta ¿Por qué se comparan los jardines botánicos con los museos designándolos como "museos vivos"?

Pues bien, en los museos se conserva y se difunde toda clase de manifestaciones del ser humano y del reino animal, de los minerales, de la paleobotánica, etc., designándolas como "colecciones". De ellas se investiga su procedencia (en el tiempo y en el espacio), su relación con el entorno o su contextualización. Se investiga asimismo, la composición de sus materiales y su interacción con el medioambiente.

En el caso de los jardines botánicos -instituciones culturales y científicas- sus objetivos coinciden absolutamente con los de los de los museos, con la diferencia que sus colecciones son "vivas". Sus colecciones no son objetos inanimados sino seres vivos, las plantas, que pueden tener una larga o efímera vida.

El Convenio Internacional sobre la Diversidad Biológica (ONU), ratificado y firmado por Chile en 1994, constituye la legislación marco para abordar el tema de la conservación de la biodiversidad del país. La "biodiversidad" o la diversidad de la vida en el planeta, es definida como la totalidad de los genes, de las especies y de los ecosistemas de una región, cuya conservación en sus hábitat originales se ha designado como conservación in situ.

Conocer y estudiar la biodiversidad, en este caso vegetal, no sólo implica su conservación, sino además conocer su composición, sus genes, su estructura, su interacción con el medioambiente y en especial con el ser humano, además de su difusión. Los jardines botánicos son la principal institución que desarrolla la conservación ex situ, es decir, desde fuera de los hábitats naturales. Se erigen así como un complemento necesario de toda política de conservación de la biodiversidad, especialmente cuando el medio natural está sometido a grandes presiones y no es posible garantizar la conservación de sus especies en sus hábitats naturales.

De acuerdo a las instituciones internacionales conservacionistas como BGCI, WWF y UICN, se ha definido como jardín botánico a "aquella institución que tiene colecciones de plantas ordenadas científicamente, por lo general documentadas y etiquetadas, abiertas al público con propósito recreativos, culturales, educativos y de investigación".

Sus propósitos fundamentales definidos por BGCI (2000) son:

- Rescatar el germoplasma amenazado.
- Producir material para la reintroducción en los hábitats degradados.
- Producir material para la investigación.
- Almacenar el germoplasma en diversas formas: bancos de semillas, colecciones de campo, bancos de germoplasma.
- Proveer material para múltiples propósitos con el fin de reducir la presión contra la recolección de plantas silvestres.
- Disponer de material para los programas de educación

La conservación ex situ se realiza en los jardines botánicos a través de diferentes métodos, como son, entre los más importantes :

- Las colecciones vivas (organizadas de acuerdo a un criterio estético, de valor económico, fitogeográfico, ecológico, de carácter etnográficas, invernaderos, entre las más representativas)
- Los bancos de semillas, con un material analizado y clasificado, genéticamente de diverso origen y almacenado en condiciones especiales (refrigeradas y en contenedores libre de ácido, vidrio, etc.)
- Germoplasma, constituido por partes vegetativas con capacidad reproductiva (bulbos, tubérculos, yemas, entre otras), tejidos vegetales (meristemas), polen y genes, conservados de acuerdo a los requerimientos necesarios.
- Bancos de germoplasma, constituido por especies dispuestas en forma de plantación en un hábitat seminatural, semejan-do a una plantación natural.

Asimismo, los jardines botánicos deben contar con herbarios de muestras botánicas de sus propias colecciones para facilitar las investigaciones y su identificación. Con laboratorios para realizar un amplio trabajo de investigación y experimentación, además de llevar una base de datos al día sobre sus colecciones. Tener una biblioteca y/o centro de documentación especializados, para apoyar la labor de investigación y educación.

Citando una descripción muy sugerente del Dr. H. Bruce Rinker: "los jardines botánicos hoy en día son asilos para especies extintas en sus áreas naturales"... "y para algunas especies amenazadas, ellos se han convertido en la última esperanza para su precaria supervivencia".

Para ilustrar el tema que nos preocupa, nos ha parecido relevante reproducir el siguiente mapa esquemático, que aunque confeccionado hace más de 20 años, no ha perdido validez. Éste refleja la relación entre la existencia de jardines botánicos (actualmente 2.000 internacionalmente) y los ecosistemas naturales. La diferencia que se observa en el mapa entre el hemisferio norte y el sur, muestra la gran responsabilidad y desafío que tenemos por delante (el hemisferio sur) en la

¹ Directora Ejecutiva Jardín Botánico Chagual, Santiago de Chile. T: 56-9-92320988 - a.echenique@jardinbotanicochagual.cl
BGCI, Botanic Gardens Conservation International; WWF World Wild Life; UICN International Union for Conservation of Nature.

preservación de nuestra rica biodiversidad vegetal.

Finalmente, además de los objetivos de conservación e investigación que cumplen los jardines botánicos para apoyar la recuperación de especies y su potencial inserción in situ, es la relación permanente con la comunidad en la que están insertos. En su rol cultural al servicio de la comunidad, los jardines botánicos deben desarrollar un programa educativo sistemático que tenga relación con la malla curricular de la educación formal para todo el universo escolar; desarrollar eventos culturales donde se exponga lo que realiza el jardín botánico; organizar cursos, conferencias, seminarios, etc. y un plan de actividades dirigidas a un voluntariado comprometido. Asimismo, los jardines botánicos deben tener una política de difusión a través de publicaciones periódicas y no periódicas, tanto científicas como divulgativas.

Se trata en suma, colaborar con la comunidad organizada tales como los municipios, el sector privado y el gobierno en general, convirtiendo a los jardines botánicos en una célula de vital importancia para la preservación del medioambiente y calidad de vida de las presentes y futuras generaciones.

Jardines Botánicos y Arboretum en Chile

Jardín Botánico de la Universidad Austral de Chile, Valdivia
Jardín Botánico Nacional, Viña del Mar (1951)
Arboretum de la Universidad Austral de Chile, Valdivia (1971)
Parque Botánico Hualpén, Concepción
Corporación Jardín Botánico Chagual, RM, Santiago (2002)

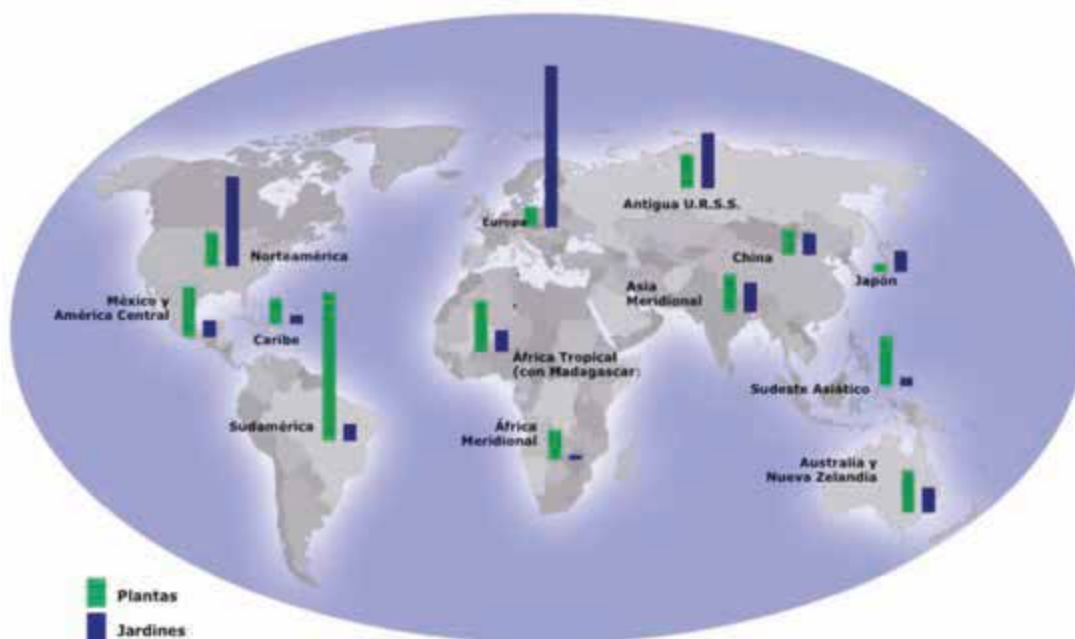
Jardín Botánico de la Universidad de Talca, Talca (2004)
Jardín Botánico "Carl Skottberg", Punta Arenas, Universidad de Magallanes
Proyecto Jardín Botánico de la Región de Atacama, Copiapó (2011)
Proyecto jardín Botánico de la Serena
Otras iniciativas de conservación ex situ:
Arboretum Antumapu - Universidad de Chile
Arboretum Frutillar Universidad de Chile
Jardín Mapulemu del Parque Metropolitano
Jardín de Cactus La Punta

En Septiembre de 2009, se constituyó la Red Chilena de Jardines Botánicos, con la concurrencia de representantes de los Jardines Botánicos Chagual, Nacional de Viña del Mar, de la Universidad de Talca, de la Universidad Austral de Valdivia y dos Jardines no inscritos en el BGCI, los del Instituto del Desierto de la Universidad de Antofagasta y el de Atacama (en proyecto de creación). El 22 de enero de 2013, se legalizaron sus Estatutos como Asociación Gremial.

El objetivo de esta asociación es generar un Plan de Acción con el fin de promover el desarrollo, protección y racionalización de la actividad común de sus asociados, como son, la conservación, investigación, educación y recreación en los jardines botánicos del país.

Y, en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la Biodiversidad generar la Ley de Jardines Botánicos de Chile.

Relación entre ecosistemas naturales y existencia de jardines botánicos. UICN/BGCS (1989) The Botanic Garden Conservation Strategy. WWF/UICN, Gland Suiza.



Los jardines botánicos juegan un rol importante en la educación ambiental y cultural, aportando espacios para las comunidades locales. Jardín Botánico de la UACH, Valdivia. Foto: Jorge Herreros.



BIBLIOGRAFÍA TOMO II

5.1.1 ECOSISTEMAS TERRESTRES DE CHILE

Leuschner, C. (2013). Vegetation and ecosystems. En: *Vegetation ecology, second edition* (van der Maarel E. y J. Franklin, eds.), pp. 285-307. Blackwell Science, Oxford.

Luebert, F. y P. Plischoff. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Segunda edición. Editorial Universitaria, Santiago.

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

Turner, M., R. Gardner y R. O'Neill. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York.

Walter, H. (2002). *Vegetation of the Earth. The ecological systems of the Geo-Biosphere*. Cuarta Edición Traducida. Springer-Verlag, Berlin.

Woodward, F.I. (1987). *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.

5.1.2 BIODIVERSIDAD DEL DESIERTO DE ATACAMA Y ESTEPA ALTIPLÁNICA

Ahumada, M. & Faúndez, L. (2009). *Guía Descriptiva de los Sistemas Vegetacionales Azonales Hídricos Terrestres de la Ecorregión Altiplánica (SVAHT)*. Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura de Chile, Servicio Agrícola y Ganadero.

Cabrera, A. & Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Monografía N°13, Serie Biología, O.E.A.

Gajardo, R. (1994). *La Vegetación Natural de Chile: clasificación y distribución geográfica*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Luebert, F. & Plischoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Morrone, J. (2001). *Biogeografía de América latina y el Caribe*. M & T-Manuales & Tesis SEA, vol. 3 Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España.

Philippi, R. (1860). Viaje al desierto de Atacama hecho de orden del gobierno de Chile en el verano 1853—54. Halle, viii, 236 pp., 1 mapa, 27 lám.

5.1.3 EL HOTSPOT CHILENO, PRIORIDAD MUNDIAL PARA LA CONSERVACIÓN

Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramírez, C. & Arroyo, M.T.K. (1998). Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282, 1271-1272

Arroyo, M.T.K., Riveros, M., Peñaloza, A., Cavieres, L. & Faggi, A.M. (1996). Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern South America: pp 134-172. En Lawford, R.G., Alaback, P.B. & Fuentes, E. (Eds). *HighLatitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coasts of the Americas*. Climate, Springer Verlag, New York. Hydrology, Ecology and Conservation

Arroyo, M.T.K. & Cavieres, L. (1997). The Mediterranean-type climate flora of central Chile – What do we know and how can we assure its protection. *Noticiero de Biología* 5(2), 48-56.

Arroyo, M.T.K., Marticorena, C., Matthei, O. & Cavieres, L. (2000). Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions: pp 385-421. En Mooney, H.A. & Hobbs, R. (Eds). *Invasive Species in a Changing World*. New York: Island Press.

Arroyo, M.T.K., Marticorena, C., Matthei, O., Muñoz, M. & Pliscoff, P. (2002). Analysis of the contribution and efficiency of the Santuario de Naturaleza Yerba Loca, 33°S in protecting the vascular flora of the Metropolitan Region of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 75, 767-792.

Arroyo, M.T.K. et al. (2004). Chilean winter rainfall-Valdivian forests: pp 99-103. En Mittermeier, R.A. et al. (Eds). *Hotspots Revisted: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems*. México: CEMEX.

Bremer, K. & Gustaffson, M.H.G. (1997). East Gondwanaland ancestry of the sunflower alliance of families. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 94, 9188-9190.

Chile, CONAF-CONAMA-BIRF. (1999). *Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile: Informe Nacional con Variables Ambientales*, vol. N. Santiago, Chile.

Hoffmann, A., Arroyo, M.T.K., Liberona, F., Muñoz, M. & Watson, J. (1998). *Plantas Altoandinas en la Flora Silvestre de Chile*. Santiago, Chile: Ediciones Fundación Claudio Gay.

Marticorena, C., Steussy, T.F. & Baeza, C.M. (1998). *Catalogue of the vascular flora of the Robinson Crusoe or Juan Fernandez Islands, Chile*. *Gayana Botánica* 55, 187-211.

Mittermeier, R.A. et al. (Eds) (2004). *Hotspots Revisted: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems*. México D.F.: CEMEX.

Muñoz-Schick, M., Núñez, M.H. & Yáñez, J. (Eds) (1996). *Libro Rojo de los Sitios Prioritarios para la Conservación de la Diversidad Biológica*. Santiago, Chile: Corporación Nacional Forestal.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.

Saavedra, B. & Simonetti, J.A. (2001). New records of *Dromiciops gliroides* (Marsupialia: Micribiotheriidae) and *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in central Chile: their implications for biogeography and conservation. *Mammalia* 65, 96-100.

Simonetti, J.A. (1999). Diversity and conservation of terrestrial vertebrates in mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72, 493-500.

Simonetti, J.A., Grez, A. & Bustamante, R. (2002). El valor de la matriz en la conservación ambiental. *Ambiente y Desarrollo* 18, 116-118, 255-256.

Squeo, F.A., Arancio, G. & Gutiérrez, J.R. (Eds) (2001). *Libro Rojo de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo*. La Serena, Chile: Ediciones Universidad de La Serena.

Steussy, T.F., Marticorena, C., Rodríguez, R., Crawford, D.J. & Silva, M. (1992). Endemism in the vascular flora of the Juan Fernández Islands. *Aliso* 13, 297-307.

Villagrán C. & Hinojosa, L.F. (1997). Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. *Revista Chilena de Historia Natural* 70, 241-267.

5.2.1 ECOSISTEMAS MARINOS

Ahumada, R.B., Pinto, L.A. & Camus, P.A. (2000). The Chilean Coast: pp 699-717. En Sheppard, C.R.C. (Ed). *Seas at the millennium: an environmental evaluation*. Volume I Regional Chapters: Europe, The America and West Africa. Pergamon, Amsterdam, The Netherlands.

Antezana, R. (1981). Zoogeography of euphazids in the Southeastern Pacific Ocean. *Memorias del Seminario sobre Indicadores Biológicos del Plancton*. Montevideo: UNESCO.

Bahamonde, N. (1966). *Islas desventuradas*. Serie Educativa #6, Museo Nacional de Historia Natural.

Baker, M.C. et al. (2010). Biogeography, ecology, and vulnerability of chemosynthetic ecosystems in the deep sea: pp 161-182. En *Life in the World's Oceans: Diversity, Distribution, and Abundance*. A. McIntyre, ed., Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ.

Bernal, P. & Ahumada, R.B. (1985). Ambiente Oceánico: pp 55-106. En Soler, F. (Ed). *Medio Ambiente en Chile*. Centro de Investigación y Planificación del Medio Ambiente (CIPMA). Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica.

- Brattström, H. & Johanssen, A. (1983). Ecological and regional zoogeography of the marine benthic fauna of Chile. *Sarsia* 68, 289-339.
- Brundin, L.Z. (1989). Phylogenetic biogeography: pp 343-369. En Myers, A.A. & Guiller, P.S. (Eds). *Analytical Biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. London, United Kingdom: Chapman and Hall.
- Camus, P.A. (1990). Procesos regionales y fitogeografía en el Pacífico Sudeste: el efecto de El Niño-Oscilación del Sur. *Revista Chilena de Historia Natural* 63, 11-17.
- Camus, P.A. (1998). Estructura espacial de la diversidad en ensamblajes sésiles en el intermareal rocoso de Chile centro-norte: la diversidad local como resultado de determinantes de multiescala. Tesis de Doctorado. Santiago, Chile: Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Camus, P.A. (2001). Biogeografía marina de Chile continental. *Revista Chilena de Historia Natural* 74, 587-617.
- Cande, S.C., Leslie, R.B., Parra, J.C. & Hobart, M. (1987). Interaction between the Chile Ridge and Chile Trench: geophysical and geothermal evidence. *Journal of Geophysical Research* 92, 495-520.
- Castilla, J.C. (1979). Características bióticas del Pacífico Sur Oriental con especial referencia al sector Chileno. *Revista del la Comisión Permanente del Pacífico Sur* 10, 167-182.
- Castilla, J.C. (1987) (Ed). *Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones*. Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica de Chile.
- Castilla, J.C. & Largier, J.L. (2002). The oceanography and ecology of the nearshore and bays in Chile. Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica.
- Castilla, J.C., Navarrete, S.A. & Lubchenco, J. (1993). Southeastern Pacific coastal environments: main features, large-scale perturbations, and global climate change, in *Earth System Responses to Global Change: contrasts between north and south America*.
- Fernández, M. et al. (2000). Diversity, dynamics and biogeography of Chilean benthic nearshore ecosystems: an overview and guidelines for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 73, 797-830.
- Fernandez, M., Papalardo, P., Rodriguez-Ruiz, M.C. & Castilla, J.C. (2014). Synthesis of the state of knowledge about species richness of macroalgae, macroinvertebrates and fishes on coastal and oceanic water of Easter and Salas y Gómez Islands. *Latino American Journal of Aquatic Research* 42, 760-802.
- Figuerola, D. (2002). Forcing of physical exchanges in the nearshore Chilean Ocean": pp 31-43. En Castilla, J.C. & Largier, J.L. (Eds). *The oceanography and Ecology of the Nearshore and Bays in Chile*. Proceedings of the International Symposium on Linkages and Dynamics of Coastal Systems: Open Coasts and Embayments. Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica de Chile.
- German, C.R., Ramirez-Llodra, E., Baker, M.C., Tyler, P.A. & the ChEss Scientific Steering Committee (2011). Deep-water Chemosynthetic Ecosystem Research during the Census of Marine Life Decade and Beyond: A proposed deep-ocean road map. *PLoS ONE* 6, e23259.
- Glynn, P.W. (1988). El Niño southern oscillation 1982-1983: nearshore population, community and ecosystem responses. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19, 309-345.
- Goffrediet S.K., Jones, W.J., Erhlich, H., Springer, A. & Vrijenhoek, R.C. (2008). Epibiotic bacteria associated with the recently discovered Yeti crab, *Kiwa hirsuta*. *Environmental Microbiology* 10, 2623-2634.
- Helly, J. & Levin, L.A. (2004). Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep-Sea Research I* 51, 1159-1168.
- Hernández-Salas, C.R. (2015). Seamounts Protection in the Pacific Insular Region of Chile. *Chinese Journal of International Law*. first published online January 30, 2015 doi:10.1093/chinesejil/jmu046
- Hey, R., Massoth, G., Vrijenhoek, R., Rona, P., Lupton, J. & Butterfield D. (2006). Hydrothermal vent geology and biology of earth's fastest spreading rates. *Marine and Geophysical Research* 27, 137-153.
- Hucke-Gaete, R, Moreno, C.A. & Arata. J. (2004a). Operational interactions of sperm-whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science* 11, 127-140.
- Hucke-Gaete, R., Osman, L.P., Moreno, C.A., Findlay, K.P. & Ljungblad, D.K. (2004b). Discovery of a blue whale feeding and nursing ground in southern Chile. *Proceedings of the Royal Society of London, Biology Letters Supplement* 4, 170-173.
- Levin, L.A. (2003). Oxygen minimum zone benthos: adaptation and community response to hypoxia. *Oceanography and Marine Biology* 41, 1-45.
- Macpherson, E., Jones, W. & Segonzac, M. (2005). A new squat lobster family of Galatheoidea (Crustacea, Decapoda, Anomura) from the hydrothermal vents of the Pacific- Antarctic Ridge. *Zoosystema* 27(4), 709-723.
- Montecino, V., Strub, P.T., Chavez, F., Thomas, A.C., Tarazona, J., & Baumgartner, T.R. (2005). Bio-physical interactions off western South America". En Robinson, A.R., & Brink, K.H. (Eds). *The Global Coastal Ocean: Interdisciplinary Regional Studies and Syntheses: The Sea*, vol 14. Harvard University Press.

Miethke, S. & Gálvez, M. (2009). Marine and Coastal High Conservation Value Areas in Southern Chile – International Workshop Report. Valdivia: WWF Chile

Ojeda, F.P. & Avilés, S. (1987). Peces oceánicos Chilenos: pp 247-270. En Castilla, J.C. (Ed). Islas Oceánicas Chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones. Santiago, Chile: Ediciones Pontificia Universidad Católica de Chile.

Olu, K. et al. (1996). Structure and distribution of cold seep communities along the Peruvian active margin: relationship to geological and fluid patterns. *Marine Ecology Progress Series* 132, 109-125.

Pequeño, G. & Lamilla, J. (2000). The littoral fish assemblage of the Desventuradas Islands (Chile) has zoogeographical affinities with the Western Pacific. *Global Ecology & Biogeography* 9, 431-437.

Pérez-Matus, A. et al. (2005). Solitary seagrass meadows in Chile supports a unique scallop garden. *JMBA Global Marine Environment* 2:1-4.

Santelices, B. (1991). Littoral and sublittoral communities of continental Chile: pp 347-369. En Mathieson A.C. & Nienhuis, P.H. (Eds). *Ecosystems of the world* 24. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands: Intertidal and Littoral Ecosystems.

Santelices, B. & Abbott, I.A. (1987). Geographic and marine isolation: an assesment of the marine algae of Easter Island. *Pacific Science* 41, 1-20.

Sellanes, J., Quiroga, E. & Gallardo, V.A. (2004). First direct evidence of methane seepage and associated chemosynthetic communities in the bathyal zone off Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 1065-1066.

Sellanes, J., Quiroga, E. & Neira, C. (2008). Megafauna community structure and trophic relationships at the recently discovered Concepcion Methane Seep Area, Chile, 36degS. *ICES Journal of Marine Science* 65, 1102-1111.

Silva, N. & Palma, S. (2005). Programa CIMAR Memoria Gestión 1995-2004. Valparaíso, Chile: Comité Oceanográfico Nacional (CONA).

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) (2005). Corales en Chile, mito o realidad?: Informe Técnico (Recursos Pesqueros) No083. Valparaíso, Chile.

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

Thiel, M. et al. (2007). The Humboldt current system on northern and central Chile: oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography and Marine Biology: an annual review* 45, 195-344.

Torres, J.C. & Aguayo, A. (1971). Algunas observaciones sobre la fauna del Archipiélago de Juan Fernández. *Boletín Universidad de Chile* 112, 26-37.

Ulloa, O. & DePol, R. (2004). Zonas mínimas de oxígeno: pp 521-536. En Werlinger, C. (Ed). *Biología Marina y Oceanografía: conceptos y procesos*, Tomo II, Consejo Nacional del Libro y la Lectura / Universidad de Concepción. Chile: Trama Impresores, S.A.

Valdovinos, C. (2004). Ecosistemas Estuarinos: pp 397-414. En Werlinger, C. (Ed). *Biología Marina y Oceanografía: conceptos y procesos*, Tomo II, Consejo Nacional del Libro y la Lectura / Universidad de Concepción. Chile: Trama Impresores, S.A.

Viviani, C.A. (1979). *Ecogeografía del litoral Chileno*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 14, 65-123.

5.2.2 AVANCES EN EL CONOCIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS DE LAS ISLAS OCEÁNICAS CHILENAS Y DESAFÍOS DE CONSERVACIÓN

Easton EE, Sellanes J, Gaymer CF, Morales N, Gorny M, Berkenpas E. 2017. Diversity of deep-sea fishes of the Easter Island Ecoregion. *Deep Sea Research Part II* 137: 78-88.

Fernández, M. & Hormazábal, S. (2014). Overview of recent advances in oceanographic, ecological and fisheries research on oceanic islands in the southeastern Pacific Ocean. *Lat. Am J. Aquat. Res.* 42(4), 666-672.

Fernández, M., Pappalardo, P., Rodríguez-Ruiz, M.C. & Castilla, J.C. (2014). Synthesis of the state of knowledge about species richness of macroinvertebrates in the oceanic waters of Easter and Salas y Gómez islands. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(4), 760-802.

Friedlander, A.M. et al. (2013). Effects of isolation and fishing on the marine ecosystems of Easter and Salas y Gómez islands, Chile. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 23, 515-531.

Friedlander AM, Ballesteros E, Caselle JE, Gaymer CF, Palma AT, Petit I, Varas E, Muñoz A, Sala E. 2016. Marine Biodiversity in Juan Fernández and Desventuradas Islands, Chile: Global Endemism Hotspots. *PLoS ONE* 11: e0145059. doi:10.1371/journal.pone.0145059

Glynn, P., Wellington, G., Wieters, E. & Navarrete, S. (2007). Reef-building coral communities of Easter Island (Rapa Nui), Chile. *Pac. Sci.* 61, 67-90.

Hey, R., Massoth, G., Vrijenhoek, R., Rona, P., Lupton, J. & Butterfield, D. (2006). Hydrothermal vent geology and biology at earth's fastest spreading rates. *Mar. Geophys. Res.* 27, 137-153.

Mironov, A.N., Molodtsova, T.N. & Parin, N.V. (2006). Soviet and Russian studies on seamount biology. Obtenido en: <http://www.isa.org.jm/en/scientific/workshops/2006/Mar06>

National Geographic (NatGeo) & OCEANA (2013). Islas Desventuradas: Biodiversidad marina y propuesta de conservación. Informe de la Expedición "Pristine Seas", Febrero 2013.

Oceana & Fisioaqua (2015). Biodiversidad marina bentónica en Isla Robinson Crusoe, Isla Santa Clara y Montes Submarinos

JF1 y JF2. Informe de las expediciones FísioAqua /Oceana, enero 2014 - Oceana, febrero 2015.

Riegl, B.M., Glynn, P.W., Wieters, E.W., Purkis, S.J., D'Angelo, C.W. & Wiedenmann, J. (2015). Water column productivity and temperature predict coral reef regeneration across the Indo-Pacific. *Scientific Reports* 5, 8273.

Rodrigo, C., & Lara, L.E. (2014). Plate tectonics and the origin of the Juan Fernandez Ridge: analysis of bathymetry and magnetic patterns. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(4), 907-917.

Rodrigo, C., Díaz, J., & González-Fernández, A. (2014). Origin of the Easter Submarine Alignment: morphology and structural lineaments. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(4), 857-870.

Wieters, E.A., Medrano, A. & Pérez-Matus, A. (2014). Functional community structure of shallow hard bottom communities at Easter Island (Rapa Nui). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(4), 827-844.

Yáñez, E. et al. (2009). Seamounts in the southeastern Pacific Ocean and biodiversity on Juan Fernandez seamounts, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 37(3), 555-570.

5.3.1 ECOSISTEMAS ACUATICOS EN CHILE

Ahumada, J. & Faúndez, L. (2009). Guía descriptiva de los sistemas vegetacionales azonales hídricos terrestres de la Ecorregión altioplánica (SVAHT). Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura de Chile, SAG.

APR Ingeniería (2010). Estudio de la situación de los recursos hídricos y de los aspectos técnicos de la GIRH-Primera Etapa Diagnóstico. Asistencia Técnica del Banco Mundial al Gobierno de Chile

Castro, M., Bahamondes, M., Salas H. & Azócar, P. (1993). Identificación y Ubicación de Áreas de Vegas y Bofedales de las Regiones Primera y Segunda Santiago, Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Sociales - Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas.

Castro, M., Bahamondes M., Azócar P. & Molina, L. (2003). Humedales de la puna: territorios de pueblos indígenas del norte de Chile: pp 113-128. En Neiff, J.J. (Ed). *Humedales de Iberoamérica*. Buenos Aires: CYTED.

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2009). Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa y en estado de conservación. DGA. S.I.T. N° 187.

Corporación Ambientes Acuáticos de Chile (2005). Los humedales no pueden esperar: Manual para el Uso Racional del Sistema de Humedales Costeros de Coquimbo. Santiago, Chile.

CONAMA-CONAF-BIRF (1999). Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile: Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile.

CONAMA (2000). Diagnóstico y propuesta de manejo de los humedales de la región del Maule. Santiago, Chile: Chile Ambiente.

CONAMA-CEA (2006). Protección y manejo sustentable de Humedales integrados a la cuenca hidrográfica. Obtenido en: <http://www.sinia.cl/1292/article-41115.html>

CEA (2006). Conceptos y criterios para la evaluación ambiental de humedales. SAG. Obtenido en: www.sinia.cl/1292/w3-article-41304.html

CONAMA-CEA (2007). Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica. Santiago, Chile.

Díaz, M.F., Zegers, G. & Larraín, J. (2005). Antecedentes sobre la importancia de las turberas y el pompon en la isla de Chiloé. Chile: Fundación Senda Darwin & CASEB.

Di Castri, F. & Hajek, E. (1976). *Bioclimatología de Chile*. Santiago, Chile: Editorial de la Universidad Católica de Chile.

Del Campo, P., Luebert, F. & Teillier, S. (2005). Asociaciones vegetales de la laguna de Batuco. Región Metropolitana. Chile. *Chloris Chilensis: Año 8 N° 1*. Obtenido en: <http://www.chloris-chile.cl>

Dyer, B. (2000). Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. *Estudios Oceanológicos* 19, 77-98.

González, A. & Victoriano, P. (2005). Aves de los humedales costeros de la zona de Concepción y alrededores: pp 485-497. En Smith-Ramírez, C., Armesto, J.J. & Valdovinos, C. (Eds). *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Habit, E., Dyer, B., & Vila, I. (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile: estado de su conocimiento. *Gayana* 70(1), 100-112.

Hauenstein, E., González, M., Peña-Cortés, F. & Muñoz-Pedreras, A. (2002). Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Tolten (IX Región, Chile). *Gayana Bot.* 59(2), 87-100.

Hauenstein, E., González, M., Peña-Cortés, F. & Muñoz-Pedreras, A. (2005). Diversidad vegetal en humedales costeros de la región de la Araucanía: pp 197-205. En Smith-Ramírez, C., Armesto J.J. & Valdovinos, C. (Eds). *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

FORECOS (2014). Recopilación de información de indicadores de servicios ecosistémicos a nivel nacional e internacional. Santiago, Chile: Ministerio del Medio Ambiente.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

MMA-Centro de Ecología Aplicada (2010). Aplicación piloto del estudio Protección y manejo sustentable de Humedales integrados a la cuenca hidrográfica: humedales costeros. Santiago, Chile.

MMA-Centro de Ecología Aplicada (2011). Diseño del inventario nacional de humedales y el seguimiento ambiental. Santiago, Chile.

MMA (2011). Guía para la Conservación y Seguimiento Ambiental de Humedales Andinos. Santiago, Chile.

Ministerio de Obras Públicas (MOP) (2000). Actualización delimitación de acuíferos que alimentan vegas y bofedales de la región de Antofagasta. Santiago, Chile: Dirección General de Aguas.

Muhlhauser, H.A. (1996). Geoecología de un humedal de alta altitud en el altiplano andino del norte de Chile. Implicancias para el paisaje y la estructura del sistema. En I Taller internacional de geoecología de montaña y desarrollo sustentable de los andes del sur. The United Nations University y Universidad de Chile, Viña del Mar.

Olivares, P. (2007). Diseño e implementación de una red de humedales protegidos en la región del Maule, zona mediterránea de Chile. En Castro, M. & Fernandez, L. (Eds). Gestión sostenible de humedales. Santiago, Chile: CYTED & Programa internacional de interculturalidad.

Squeo, F.A., Warner, B.G., Aravena, R. & Espinoza, D. (2006). Bofedales: high altitude peatlands of the central Andes. *Revista Chilena de Historia Natural* 79, 245-255.

Valdovinos, C., Figueroa, D., Peña-Cortés, F., Hauenstein, E., Guíñez, B. & Olmos, V. (2005). Visión sinóptica de la biodiversidad acuática y ribereña del lago Budi: pp 407-415. En Smith-Ramírez, C., Armesto, J.J. & Valdovinos, C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Valenzuela, J. & Schlatter, R. (2004a). Las turberas de Cordillera Pelada, provincia de Valdivia (Xa Región, Chile): pp 81-85. En de la Balze, V.M. & Blanco, D.E. (Eds). Los Turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International.

Valenzuela, J. & Schlatter, R. (2004b). Las turberas de la Isla Chiloé (Xa Región, Chile): aspectos sobre usos y estado de conservación: pp 86-92. En de la Balze, V.M. & Blanco, D.E. (Eds). Los Turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International.

Victoriano, P.F., González, A.L. & Schlatter, R. (2006). Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana* 70,140-162.

Vila, I., Contreras, M. & Fuentes, L. (1999). Peces Límnicos de Chile. *Boletín MNHN* 48, 61-75.

WWF (2007). Salmonicultura en los lagos del sur de Chile-Ecorregión Valdiviana: historia, tendencia e impactos ambientales. Chile

5.3.2 HUMEDALES DE CHILE; DIVERSIDAD, ENDEMISMO Y DESAFÍOS PARA SU CONSERVACIÓN

Ahumada, M. & Faúndez, L. (2009). Guía descriptiva de los sistemas vegetacionales azonales hídricos terrestres de la ecorregión altiplánica (SVAHT). Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura.

Centro de Ecología Aplicada (2006), documento inédito. Propuesta de monitoreo variables físicas del "sistema de humedales andinos".

CYTED (2009). Efectos de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica. Programa de ciencia y tecnológica para el desarrollo.

Evelyn, H., Brian, D. & Irma, V. (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70(1), 100-113.

Farías, M.E. et al. (2014). Characterization of bacterial diversity associated with microbial mats, gypsum evaporites and carbonate microbialites in thalassic wetlands: Tebenquiche and La Brava, Salar de Atacama, Chile. *Extremophiles* 18, 301-329.

Hauenstein, E., González, M., Peña-Cortés, F. & Muñoz-Pedreras, A. (2004). Diversidad vegetal en humedales costeros de la Región de la Araucanía. Dirección de Investigación de la Universidad Católica de Temuco, a través de los proyectos DIUCT N°95-3-08, 97-4-02 y 99-4-04.

Ministerio del Medio Ambiente (2010). Diagnóstico y propuesta para la conservación y uso sustentable de los humedales lacustres y urbanos principales de la región del Biobío.

Ministerio del Medio Ambiente (2010). Aplicación piloto del estudio protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica: Humedales costeros.

Ministerio del Medio Ambiente-Servicio Agrícola y Ganadero-Dirección General de Aguas (2011). Guía para la conservación y seguimiento ambiental de humedales andinos.

Ordoñez, C., de la Fuente, A., & Díaz-Palma, P. (2015). Modeling the influence of benthic primary production on oxygen transport through the water-sediment interface. *Ecological Modelling*, 10.1016/j.ecolmodel.2015.05.007, 1-10.

Ramsar (2004). Manual 19: Cómo abordar la modificación de Las características ecológicas de los humedales.

Roig, C. & Roig, F.A. (2004). Consideraciones generales. Los Turbales de la Patagonia Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Publicación No. 19: 5-21. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International - América del Sur.

- Victoriano, P., González, A. & Schlatter, R. (2006). Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana* 70(1), 140-162.
- Vila I., Veloso, A., Schlatter, R., & Ramírez, C. (2006). Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- 5.3.3 ECOSISTEMAS MICROBIANOS EXTREMÓFILOS EN EL ALTIPLANO**
- Albarracín, V.H. et al. (2012). Extremophilic *Acinetobacter* Strains from High-Altitude Lakes in Argentinean Puna: Remarkable UV-B Resistance and Efficient DNA Damage Repair. *Orig Life Evol Biosph* 42, 201-221.
- Albarracín, V.H., Dib, J.R., Ordoñez, O.F. & Farías, M.E. (2011). A Harsh Life to Indigenous Proteobacteria at the Andean Mountains: Microbial Diversity and Resistance Mechanisms Towards Extreme Conditions: pp 1-29. En Sezena, M.L. (Ed). *Proteobacteria: Phylogeny, Metabolic Diversity and Ecological Effects*. Book Series: Microbiology Research Advances. Nova Publishers.
- Albarracín, V.H., Gärtner, W. & Farias, M.E. (2015). Forged Under The Sun: Life and Art of Extremophiles from Andean Lakes Photochemical and Photobiology.
- Albarracín, V.H. et al. (2015). High-Up: A Remote Reservoir of Microbial Extremophiles in Central Andean Wetlands. *Frontiers in Microbiology* 12/2015; 6(328).
- Alpert, P. (2006). Constraints of tolerance: why are desiccation-tolerant organisms so small or rare? *J Exp Biol* 209, 1575-1584.
- Arias-Forero, D. et al. (2013). Protocol for maximizing the triglycerides-enriched lipids production from *Dunaliella salina* SA32007 biomass, isolated from the Salar de Atacama (Northern Chile). *Advances in Bioscience and Biotechnology* 4, 830-839.
- Babel, M. (2004). Models for evaporite, selenite and gypsum microbialite deposition in ancient saline basins. *Acta Geol Pol* 54, 219-249.
- Belfiore, C., Ordoñez, O.F. & Farías, M.E. (2013). Proteomic approach of adaptive response to arsenic stress in *Exiguobacterium* sp. S17, an extremophile strain isolated from a high-altitude Andean Lake stromatolite. *Extremophiles* 17, 421-31.
- Canfield, D.E. & Des Marais, D.J. (1993). Biogeochemical cycles of carbon, sulfur, and free oxygen in a microbial mat. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57(16), 3971-3984.
- Ríos, A.D.L. et al. (2010). Comparative analysis of the microbial communities inhabiting halite evaporites of the Atacama Desert. *International Microbiology* 13, 79-89.
- Demergasso, C., Chong, G., Galleguillos, P., Escudero, L., Martínez-Alonso, M. & Esteve, I. (2003). Microbial mats from the Lllamará salt flat, northern Chile. *Rev Chil Hist Nat* 76(3), 485-499.
- Demergasso, C., Escudero L., Casamayor, E.O., Chong, G., Balague, V. & Pedro's-Alío, C. (2008). Novelty and spatio-temporal heterogeneity in the bacterial diversity of hypersaline Lake Tebenquiche (Salar de Atacama). *Extremophiles* 12, 491-504.
- Demergasso, C., Casamayor, E.O., Chong, G., Galleguillos, P., Escudero, L. & Pedros-Alío, C. (2004). Distribution of prokaryotic genetic diversity in athalassohaline lakes of the Atacama Desert, Northern Chile. *FEMS microbiology ecology* 48, 57-69.
- Díaz-Palma, P. et al. (2013). Kinetics of arsenite removal by halobacteria from a highland Andean Chilean Salar. *Aquatic biosystems* 9.1, 1-11.
- Díaz-Palma, P., Stegen, S., Queirolo, F., Arias, D. & Araya, S. (2012). Biochemical profile of halophilous microalgae strains from high-andean extreme ecosystems (NE-Chile) using methodological validation approaches. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 113, 730-736.
- Dorador, C., Busekow, A., Vila, I., Imhoff, J.F., & Witzel, K.P. (2008). Molecular analysis of enrichment cultures of ammonia oxidizers from the Salar de Huasco, a high altitude saline wetland in northern Chile. *Extremophiles*, 12(3), 405-414.
- Dorador, C., Vila, I., Remonsellez, F., Imhoff, J.F. & Witzel, K.P. (2010). Unique clusters of Archaea in Salar de Huasco, an athalassohaline evaporitic basin of the Chilean Altiplano. *FEMS microbiology ecology* 73, 291-302.
- Dupraz, C., Reid, R.P., Braissant, O., Decho, A.W., Norman, R.S. & Visscher, P.T. (2009). Processes of carbonate precipitation in modern microbial mats. *Earth-Science Rev* 96,141-162.
- Dupraz, C. & Visscher, P.T. (2005). Microbial lithification in marine stromatolites and hypersaline mats. *Trends Microbiol* 13, 429-438.
- Farías, M.E. et al. (2014). Characterization of bacterial diversity associated with microbial mats, gypsum evaporites and carbonate microbialites in thalassic wetlands: Tebenquiche and La Brava, Salar de Atacama, Chile. *Extremophiles* 18, 301-329.
- Farías, M.E. et al. (2013). The discovery of stromatolites developing at 3570 m above sea level in a high-altitude volcanic lake Socompa, Argentinean Andes. *PLoS One* 8, e53497.
- Farías, M.E. & Contreras, M. (2013). Ecosistemas Microbianos. ¿Nuevo patrimonio de La Humanidad? *Revista Bitacora Ecológica* 1.
- Farías, M.E., Poiré, D.G., Arroiu, J. & Albarracín, V.H. (2011). Modern stromatolite ecosystems at alkaline and hipersalyne high-altitude lakes at the Argentinean Puna: pp 427-441. En

- Tewari, V. & Seckbach, J. (Eds). *Stromatolites: interaction of microbes with sediments. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology. Book Series, Springer.*
- Farías, M.E. et al. (2011). Genome sequence of *Sphingomonas* sp. S17, isolated from an alkaline, hyperarsenic, and hypersaline volcano-associated lake at high altitude in the Argentinean Puna. *J Bacteriol* 193, 3686-7.
- Farías, M.E., Fernández-Zenoff, V., Flores, R., Ordoñez, O. & Estévez, C. (2009). Impact of solar radiation on bacterioplankton in Laguna Vilama, a hypersaline Andean lake (4650 m). *J Geophys Res* 114, G00D04.
- Farías, M.E., Ruiz-Masó, J.A., Grohmann, E., Guzmán, L. & Espinosa, M.E. (2001). Mechanisms of Dna-Bound Proteins. En *Prokaryotes. Plasmid pMV158 encodes two proteins with nicking-closing activities: RepB, the initiator of replication, and MobM, involved in mobilization.* Editado por la Fundación Juan March 122:63-5
- Farías, M.E. & Espinosa, M. (2001). Transfer of Plasmid pMV158: features of the plasmid-encoded MobM protein and its oriT target DNA. *Plasmid* 45, 150.
- Fernández-Zenoff, V., Siñeriz, F. & Farías, M.E. (2006). Diverse responses to UV-B radiation and repair mechanisms of bacteria isolated from high-altitude aquatic environments. *Appl Environ Microbiol* 72, 7857-63.
- Fernández-Zenoff, V., Heredia, J., Ferrero, M., Siñeriz, F. & Farías, M.E. (2006). Diverse UV-B resistance of culturable bacterial community from high-altitude wetland water. *Curr Microbiol* 52, 359-62.
- Flores, M.R., Ordoñez, O.F., Maldonado, M.J. & Farías, M.E. (2009). Isolation of UV-B resistant bacteria from two high altitude Andean lakes (4,400 m) with saline and non saline conditions. *J Gen Appl Microbiol* 55, 447-58.
- Hagström, A., Azam, F., Andersson, A., Wikner, J., & Rassoulzadegan, F. (1988). Microbial loop in an oligotrophic pelagic marine ecosystem: possible roles of cyanobacteria and nanoflagellates in the organic fluxes. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 49(1), 171-178.
- Kelly, D.P. & Wood, A.P. (2000). Reclassification of some species of *Thiobacillus* to the newly designated genera *Acidithiobacillus* gen. nov., *Halothiobacillus* gen. nov. and *Thermithiobacillus* gen. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 50(2), 511-516.
- Lara, J., González, L.E., Ferrero, M., Díaz, G.C., Pedrós-Alió, C. & Demergasso, C. (2012). Enrichment of arsenic transforming and resistant heterotrophic bacteria from sediments of two salt lakes in Northern Chile. *Extremophiles* 16, 523-538.
- Lebrun, E. et al. (2003). Arsenite oxidase, an ancient bioenergetic enzyme. *Molecular biology and evolution* 20(5), 686-693.
- Oremland, R.S., Hoefl, S.E., Santini, J.M., Bano, N., Hollibaugh, R.A. & Hollibaugh, J.T. (2002). Anaerobic oxidation of arsenite in Mono Lake water and by a facultative, arsenite-oxidizing chemoautotroph, strain MLHE-1. *Applied and Environmental Microbiology* 68(10), 4795-4802.
- Ordoñez, C., de la Fuente, A., & Díaz-Palma, P. (2015). Modeling the influence of benthic primary production on oxygen transport through the water-sediment interface. *Ecological Modelling*, 10.1016/j.ecolmodel.2015.05.007, 1-10.
- Ordoñez, O.F. et al. (2013). Draft Genome Sequence of the Polyextremophilic Exiguobacterium sp. Strain S17, Isolated from Hyperarsenic Lakes in the Argentinian Puna. *Genome Announ.*
- Ordoñez, O.F., Flores, M.R., Dib, J.R., Paz, A. & Farías, M.E. (2009). Extremophile culture collection from Andean lakes: extreme pristine environments that host a wide diversity of microorganisms with tolerance to UV radiation. *Microb Ecol* 58, 461-73.
- Pell, A. et al. (2013). Occurrence of arsenic species in algae and freshwater plants of an extreme arid region in northern Chile, the Loa River Basin. *Chemosphere* 90(2), 556-564.
- Ramírez, N., Sandoval, A.H. & Serrano, J.A. (2004). Las bacterias halófilas y sus aplicaciones biotecnológicas. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología* 24(1-2), 12-23.
- Rascovan, N., Maldonado, M.J., Vazquez, M.P. & Farías, M.E. (2015). Bioenergetic use of arsenic in haloarchaea biofilms from Diamante Lake. *En Prensa ISMEJ*
- Rasuk, C. et al. (2014). Microbial characterization of a gypsum endoevaporitic ecosystem in Salar de Llamara. *Microbial Ecology* 10.1007/s00248-014-0431-4
- Rasuk, M.C. et al. (2015). Bacterial diversity in microbial mats and sediments from Atacama Desert *Microbial Ecology* MECO-D-15-00034 en prensa
- Richmond, A. (2004). *Handbook of microalgae culture: biotechnology and applied phycology.* Blackwell Science Ltd. *J. Appl. Phycol* 16, 159-160.
- Romero, H., Smith, P., Mendonca, M. & Mendez, M. (2013). Macro y mesoclimas del altiplano andino y desierto de Atacama: desafíos y estrategias de adaptación social ante su variabilidad. *Rev. geogr. Norte Gd.* 55.
- Spotorno, A.E., Zuleta, C., Gantz, A., Saiz, F., Rau, J., Rosenmann, M. & Marin, J.C. (1998). Sistemática y adaptación de mamíferos, aves e insectos fitófagos de la Región de Antofagasta, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71, 501-526.
- Tirado, C., Cortés, A., Miranda-Urbina, E. & Carretero, M.A. (2012). Trophic preferences in an assemblage of mammal herbivores from Andean Puna (Northern Chile). *Journal of Arid Environments* 79, 8-12.

Vila, I. et al. (2013). Phylogenetic and phylogeographic analysis of the genus *Orestias* (Teleostei: Cyprinodontidae) in the southern Chilean Altiplano: the relevance of ancient and recent divergence processes in speciation. *Journal of Fish Biology* doi:10.1111/jfb.1203

5.3.4 ECOSISTEMAS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Botosaneanu, L. (1986). *Stygofauna Mundi. A Faunistic, Distributional and Ecological Synthesis of the World Fauna Inhabiting Subterranean Waters (Including the Marine Interstitial)*. Brill, Backhuys, Leiden.

Bréhier, F., Vonk, R. & Jaume, D. (2010). First record of the family Phreatogammaridae in South America, with comments on the arrangement of coxal and sterna gills, and on the biramous condition of the seventh pereopod in amphipod crustaceans. *Journal of Crustacean Biology* 30(3), 503-520.

Camacho, A.I. & Valdecasas, A.G. (2008). Global diversity of syncarids (Syncarida; Crustacea) in freshwater. En Balian, E.V., Lèveque, C., Segers, H. & Martens, K. (Eds). *Freshwater Animal Diversity Assessment, Hydrobiologia* 595, 257-266.

Danielopol, D.L., Griebler, C., Gunatilaka, A. & Notenboom, J. (2003). Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environmental Conservation* 30(2), 104-130.

Gibert, J., Stanford, J.A., Dole-Olivier, M.J. & Ward, J.V. (1994). Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research: pp 7-40. En Gibert, J., Danielopol, D. & Stanford, J.A. (Eds). *Groundwater ecology*. San Diego: Academic Press.

Gibert, J. & Deharveng, L. (2002). Subterranean ecosystems: A truncated functional biodiversity. *BioScience* 52, 473-481.

Gibert, J., Culver, D., Dole-Olivier, M.J., Malard, F., Christman, M.C. & Deharveng, L. (2009). Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshwater Biology* 54, 930-941.

Griebler, C. & Lueders, T. (2009). Towards a conceptual understanding of microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology* 54, 649-677.

Griebler, C. et al. (2010). Ecological assessment of groundwater ecosystems - Vision or illusion? *Ecological Engineering* 36, 1174-1190.

Griebler, C. et al. (2014). Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme, Umweltbundesamt, ISSN 1862-4804.

Griebler, C. & Avramov, M. (2015). Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Science* 34(1), 355-367.

Grosso, L.E. & Peralta, M. (2009). A new Paraleptamphopidae (Crustacea Amphipoda) in the burrow of *Virilastacus*

rucapihuelensis (Parastacidae) and surrounding peat bogs. *Rudolphia macrodactylus* n. gen., n. sp. from southern South America. *Zootaxa* 2243, 40-52.

Hahn, H.J. (2006). The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologica* 36, 119-137.

Herman, J.S., Culver, D.C. & Salzmann, J. (2001). Groundwater ecosystems and the service of purification. *Stanford Environmental Law Journal* 20, 479-495.

Hose, G.C. & Lategan, M.J. (2012). Sampling strategies for biological assessment of groundwater ecosystems, CRC CARE, Technical Report no. 21, CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, Adelaide, Australia.

Humphreys, W.F. (2006). Aquifers: the ultimate groundwater-dependent ecosystems. *Australian Journal of Botany* 54, 115-132.

Humphreys, W.F. 2009. Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other? *Hydrogeology Journal*, 17(1): 5-21.

Korbel, K.L. & Hose, G.C. (2011). A tiered framework for assessing groundwater ecosystems health. *Hydrobiologia* 661, 329-349

Malard, F., Plénet, S. & Gibert, J. (1996). The use of invertebrates in ground water monitoring: a rising research field, *Groundwater Monitoring & Remediation* 16(2), 103-113.

Maurice, L. & Bloomfield, J. (2012). Stygobitic invertebrates in groundwater – a review from a hydrogeological perspective. *Freshwater Reviews* 5(1), 51-71.

Noodt, W. (1959). Estudios sobre crustáceos chilenos de aguas subterráneas. I. *Ingolfiellachilensis* n. sp. de la playa marina de Chile Central (Crustacea, Amphipoda). *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 5, 199-209.

Noodt, W. (1961). Estudios sobre crustáceos chilenos de aguas subterráneas. II. Nueva *Ingolfiella* de aguas subterráneas limnicas de las Lomas de Paposos en el Norte de Chile. *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 7, 7-16.

Noodt, W. (1963a). Estudios sobre crustáceos de aguas subterráneas. III. Crustacea Syncarida de Chile Central. *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 10, 151-167.

Noodt, W. (1963b). Anaspidacea (Crustacea, Syncarida) in der südlichen Neotropis. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 1962 in Wien, 568-578.

Noodt, W. (1965). Interstitielle Amphipoden der konvergenten Gattungen *Ingolfiella* Hansen und *Pseudingolfiella* n. gen. aus Südamerika. *Crustaceana* 9, 17-30.

Noodt, W. (1971). Die Bathynellacea Chiles (Crustacea Syncarida) (Studien an chilenischen Grundwasser-Crustaceen V). *Gewässer und Abwässer* 50/51, 41-65.

Pérez-Schultheiss, J. (2009). Diversidad de crustáceos peracáridos (Amphipoda e Isopoda) en aguas subterráneas de Chile. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 45, 147-156.

Pérez-Schultheiss, J. (2013^a). *Osornodella gabriellae*, n. gen. and n. sp., a new falklandellid (Amphipoda: Gammaridea) from freshwaters of the Chilean Coastal Range. *Zootaxa* 3599(5), 446-456.

Pérez-Schultheiss, J. (2013^b). First species of the family Bogidiellidae Hertzog, 1936 (Crustacea: Amphipoda) in Chilean Groundwaters: *Patagongidiella wolkoi* n. sp. *Zootaxa* 3694(2), 185-195.

Proudlove, G.S. (2001). The conservation status of hypogean fish. *Environmental Biology of Fish* 62, 239-249.

Schmidt, S.I. & Hahn, H.J. (2012). What is groundwater and what does this mean to fauna? - An opinion. *Limnologica* 42 (2012), 1-6.

Schminke, H.K. (1980). Zur Systematik der Stygocarididae (Crustacea, Syncarida) und Beschreibung zweier neuer Arten (*Stygocarella pleotelson* gen. n., sp. n. und *Stygocaris gisetae* sp. n.). *Beaufortia* 30(6), 139-154.

Sket, B. (1999). High biodiversity in hypogean waters and its endangerment - the situation in Slovenia, the Dinaric karst, and Europe. *Crustaceana* 72, 767-780.

Stein, H. et al. (2010). The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for assessment of groundwater quality. *Journal of Environmental Monitoring* 12, 242-254.

Stoch, F. (1995). The Ecological and historical determinants of Crustacean diversity in groundwater, or: Why are there so many species? *Mémoires de Biospéologie* Tome XXII, 139-160.

Stoch, F. (2004). Colonization: pp 235-237. En Gunn, J. (Ed). *Encyclopedia of Caves and Karst Science*. New York: Fitzroy Dearborn.

Tione, M.L., Bedano, J.C. & Blarasin, M.T. (2011). Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales. *Ecología Austral* 21, 87-100.

Tione, M.L., Blarasin, M. & Bedano, J. (2014). El acuífero como ecosistema: comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales. *Cuadernos de estudios de aguas subterráneas*, ISBN 978-987-688-109-8.

Väinölä, R., Witt, J.D.S., Grabowski, M., Bradbury, J.H., Jazdzewski, K. & Sket, B. (2008). Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater. En Balian, E.V., Lèveque, C., Segers, H. & Martens, K. (Eds). *Freshwater Animal Diversity Assessment*, *Hydrobiologia* 595, 241-255.

Wilson, G.D.F. (2008). Global diversity of Isopod crustaceans (Crustacea; Isopoda) in freshwater. En Balian, E.V., Lèveque, C., Segers, H. & Martens, K. (Eds). *Freshwater Animal Diversity Assessment*, *Hydrobiologia* 595, 231-240.

5.4 ECOSISTEMAS URBANOS

Barbosa, O. & Villagra, P. (2015). Socio-Ecological Studies in Urban and Rural Ecosystems in Chile. En Rozzi, R. et al. (Eds). *Earth Stewardship: Linking ecology and ethics in theory and praxis*. Berlín: Springer Verlag.

Correa-Galleguillos, P. & De la Barrera, F. (2014). Análisis de la estructura y composición del arbolado en Parques del Área Metropolitana de Santiago. *Chloris chilensis* 17(1).

Cursach, J. & Rau, J. (2008). Avifauna presente en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno, Sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14(2), 98-103.

De la Barrera, F., Sepúlveda, G., & Oporto, A. (2011). Flora vascular asociada al sistema de esteros urbanos de Placilla de Peñuelas (Región de Valparaíso, Chile) *Chloris chilensis* 14(1).

De la Barrera, F., Reyes-Paecke, S. & Banzhaf, E. (2016). Indicators for green spaces in contrasting urban settings. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.10.027

De la Maza, C.L., Hernández, J., Bown, H., Rodríguez, M. & Escobedo, F. (2002). Vegetation diversity in the Santiago de Chile urban ecosystem. *Arboricultural Journal* 26, 347-357.

Díaz, I. & Armesto, J. (2003). La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA* 19, 31-38.

Estades, C. (1995). Aves y vegetación urbana: el caso de las plazas. *Boletín Chileno de Ornitología* 2, 7-13.

Fernández, I.C. & Simonetti, J.A. (2012). Small mammal assemblages in fragmented shrublands of urban areas of Central Chile. *Urban Ecosyst* doi:10.1007/s11252-012-0272-1

Finot, V.L. & Ramírez, C. (1996). Fitosociología de la vegetación ruderal de la ciudad de Valdivia (X Región-Chile) 1. Vegetación nitrófila. *Stud. Bot.* 15, 159-170.

Flores-Meza, S., Katunaric-Nuñez, M., Rovira, J. & Rebolledo, M. (2013). Identificación de áreas favorables para la riqueza de fauna vertebrada en la zona urbana y peri-urbana de la Región Metropolitana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 86, 265-277.

Lira, F.A., Ugarte, E.A. & Klotz, S. (2008). A Checklist of the spontaneous flora growing in Concepcion City, Chile: Origin, growth habit and weed status. *Boletín del Museo de Historia Natural, Chile* 57, 21-29.

Kramer, T. (2012). Conservación de la flora y fauna nativa en ciudades: Selección del sitio reproductivo de aves urbanas en

el arbolado del Parque Araucano. Proyecto de título para obtener el título de: Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Pontificia Universidad Católica de Chile.

Mella, J. & Loutit A. (2007). Ecología comunitaria y reproductiva de aves en cerros islas y parques de Santiago. *Boletín Chileno de Ornitología* 13, 13-27.

Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E. & Urrutia, R. (2006). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 127, 272-281.

Reyes-Paecke, S. & Figueroa, I. (2010). Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes urbanas en Santiago de Chile. *EURE* 36, 89-110.

Reyes-Paecke, S. & Meza, L. (2011). Jardines residenciales en Santiago de Chile: extensión, distribución y cobertura vegetal. *Revista Chilena de Historia Natural* 84, 581-592.

Rodorff, V. (2010). Biodiversity of a growing metropolis: The vegetation of urban parks in Santiago de Chile. Diploma Thesis. Technische Universität Berlin, Department of Ecology.

Romero, H., Vásquez, A., Fuentes, C., Salgado, M., Schmidt, A. & Banzhaf, E. (2012). Assessing urban environmental segregation (UES). The case of Santiago de Chile. *Ecological Indicators* 23, 76-87.

San-Martín-Órdenes, J. (2013). Herpetozoos en la ciudad: antecedentes de dos centros urbanos de la zona central de Chile. V Reunión Binacional de Ecología, 3 – 6 de noviembre 2013, Puerto Varas, Chile.

Silva, C.P., García, C.E., Estay, S.A. & Barbosa, O. (2015). Bird Richness and Abundance in Response to Urban Form in a Latin American City: Valdivia, Chile as a Case Study. *PLoS ONE* 10(9), e0138120. doi:10.1371/journal.pone.0138120

Solar, V. (1975). Las aves de la ciudad. Colección Expedición a Chile. Santiago, Chile: Editora Nacional Gabriela Mistral.

5.5 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Bachmann, P., De la Barrera, F. & Tironi, A. (2014). Recopilación y sistematización de información relativa a estudios de evaluación, mapeo y valorización de servicios ecosistémicos en Chile. Informe final. Cienciambiencial Consultores S.A. Chile. Obtenido en: <http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2014/10/Informe-final.pdf>

Balvanera, P. et al. (2012). Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services* 2, 56-70.

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, 66-75.

Bennet, E. et al. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 76-85.

Burgos, N. (2014). Mapeo de la vulnerabilidad socioecológica de servicios ecosistémicos. El caso de la madera de bosques nativos en la comuna de Ancud en la isla de Chiloé, Sur de Chile. Tesis Magíster en Desarrollo Rural, Universidad Austral de Chile.

Cárcamo, P.F., Garay-Flühmann, R., Squeo, F. & Gaymer, C. (2014). Using stakeholders' perspective of ecosystem services and biodiversity features to plan a marine protected area. *Environmental Science & Policy* 40, 116-131.

Cerda, C. & de la Maza, C. (2015). Evaluación de servicios ecosistémicos proporcionados por áreas protegidas. Aproximaciones a áreas protegidas chilenas.

Delgado, L., Sepúlveda, M. & Marín, V. (2013). Provision of ecosystem services by the Aysén watershed, Chilean Patagonia, to rural households. *Ecosystem Services* 5, 102-109.

Esse, C., Valdivia, P., Encina-Montoya, F. & Aguayo, C. (2014). Modelo de análisis espacial multicriterio (AEMC) para el mapeo de servicios ecosistémicos en cuencas forestales del sur de Chile. *BOSQUE* 35, 289-299.

Figueroa, E. (2010). Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile. Santiago, Chile: Salesianos Impresores S.A.

Jaramillo, A., Lozada, P., Moreira, P. & Burgos, N. (2014). Modelación del servicio ecosistémico de provisión y regulación hídrica bajo diferentes escenarios de uso de suelo: caso de estudio en el sur de Chile. Tesis Magíster en Ciencias mención Recursos Hídricos, Universidad Austral de Chile.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

Nahlik, A., Kentula, M., Fennessy, M. & Landers, D. (2012). Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics* 77, 27-35.

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, 71-82.

Nahuelhual, L., Carmona, A., Latorra, P., Barrena, J. & Aguayo, M. (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., Aguayo, M. & Echeverría, C. (2014b). Land use change and ecosystem services provision: a

case study of recreation and ecotourism opportunities in southern Chile. *Landscape Ecology* 29, 329-344.

Nahuelhual, L. et al. (2015a). Mapping of ecosystem services: Missing links between purposes and procedures. *Ecosystem Services* 13, 162-172.

Nahuelhual, L., Latorra, P. & Barrena, J. (2015b). Recopilación de información de indicadores de servicios ecosistémicos a nivel nacional e internacional. Reporte para el Ministerio de Medio Ambiente de Chile. Obtenido en http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/07/Informe-Final-_20-02-2015.pdf

Oppliger, A. (2013). Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y El Caribe. En Lara, A., Latorra, P., Manson, R. & Barrantes, G. (Eds). *Servicios Ecosistémicos Hídricos: Estudios de Caso en América Latina y El Caribe*. Proagua – CYTED.

Outeiro, L. et al. (2015). Using ecosystem services mapping for marine spatial planning in southern Chile under scenario assessment. En prensa. *Ecosystem Services*. Obtenido en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.004>

Polasky, S., Tallis, H. & Reyers, B. (2015). Setting the bar: Standards for ecosystem services. *PNAS* 112, 7356-7361.

Ponce, R., Vásquez, F., Stehr, A., Debels, P. & Orihuela, C. (2011). Estimating the economic value of landscape losses due to flooding by hydropower plants in the Chilean Patagonia. *Water Resources Management* 25, 2449-2466.

Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M. & Chang, A. (2008). An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *PNAS* 105, 89457-9464.

Tapia, C. (2015). Identificación participativa de servicios ecosistémicos en la comuna de Panguipulli. Tesis Magíster en Desarrollo Rural, Universidad Austral de Chile.

Turner, R. & Daily, G. (2008). The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resource Economics* 39, 25-35.

6.1.1 EL MUNDO PRIVADO DE LA CONSERVACIÓN DE BIODIVERSIDAD

Andrade et al. (2011). Guía para la aplicación y monitoreo del Enfoque Ecosistémico, CEM-UICN, CI-Colombia. ELAP-UCI, FCBC, UNESCO-Programa MAB.

BBOP (2009). *The Relationship between Biodiversity Offsets and Impact Assessment*. Washington, D.C

BBOP (2012). *Biodiversity Offset Design Handbook-Updated*. Washington D.C.

Berkes et al. (1998). *Linking ecological and social systems, management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge: Cambridge University Press.

Bovarnick et al. (2010). *The importance of Biodiversity and Ecosystems in Economic Growth and Equity in Latin America and the Caribbean: An economic valuation of ecosystems*. United Nations Development Programme.

Butchart, S.H.M. et al. (2010). *Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines*. *Science* 328, 1164-1168.

Centro Políticas Públicas UC (2015). *Confianza, la clave para el desarrollo de Chile*.

Chile, Fundación Chile. (2015). *Evolución histórica de las medidas de compensación en biodiversidad del cluster minero en Chile. Revisión histórica en los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) entre el año 1993 y 2012*.

MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis M. E. Assessment, ed.*, Washington, DC: Island Press.

Noss, R. (1990). Indicators for monitoring biodiversity. *Conservation Biology* 4(4), 355-364.

PüscheL, L. & Guijón, R. (2012). *Compensación en biodiversidad en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental*. En Montenegro, S. et al. (Eds). *Actas de las VI Jornadas de Derecho Ambiental*. Abeledo Perrot Chile / Universidad de Chile.

Rockstrom et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 45, 472-475.

Saavedra, B. et al. (2015). *Análisis, adaptación y sistematización de estándares para la planificación del manejo en Iniciativas de Conservación Privada y Áreas Marinas Costeras Protegidas de Múltiples Usos. Proyecto de Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional*.

SCBD (2010). *Global Biodiversity Outlook 3*. Secretariat for the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Waltner-Toews, D. & Kay, J. (2005). The evolution of an ecosystem approach: the diamond schematic and an adaptive methodology for ecosystem sustainability and health. *Ecology and Society* 10(1), 38. Obtenido en: <http://www.ecologyandsociety>

WBCSD (2011). *Guía para la Valoración Corporativa de los Ecosistemas*. Ginebra: World Business Council Sustainable Development.

World Commission on Environment and Development (1987). *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.

6.1.2 EFECTOS DE LAS PESQUERÍAS INDUSTRIALES DE PALANGRE SOBRE LAS AVES MARINAS Y EL CAMINO A SU MITIGACIÓN EN CHILE

Arata, J., Graham, R., Valencia, J. & Lawton, K. (2003). The Evangelistas Islets, Chile: a new breeding site for black-browed albatrosses. *Polar Biol.* 26, 687-690.

Arata, J. & Moreno, C.A. (2002). Progress report of Chilean research on albatross ecology and conservation. CCAMLR WG-FSA-02/18, Hobart.

Arata, J. (2004). Análisis comparativo de la ecología trófica y biología reproductiva de los albatros de Ceja Negra (*Thalassarche melanophrys* [Temminck, 1839]) y Cabeza Gris (*T. chrysostoma* [Foster, 1785]) en Isla Gonzalo, Archipiélago Diego Ramírez. Doctorado en Ciencias, Mención Sistemática y Ecología. Universidad Austral de Chile.

Hucke-Gaete, R., Moreno, C.A. & Arata, J. (2004). Operational interactions between cetaceans and Patagonian Toothfish (*Dissostichus eleginoides*) industrial fishery off Southern Chile. CCAMLR Science 11, 127-140.

Lawton, K., Robertson, G., Valencia, J., Wienecke, B. & Kirkwood, R. (2003). The status of black-browed albatrosses *Thalassarche melanophrys* at Diego de Almagro Island, Chile. *Ibis* 145, 502-505.

Moreno, C.A., Arata, J., Rubilar, P., Hucke-Gaete, R. & Robertson, G. (2005). Artisanal longline fisheries in Southern Chile: Lessons to be learned to avoid incidental seabird mortality. *Biological Conservation*, en prensa.

Moreno, C.A. & Arata, J. (2004). Chilean NPOA-Seabirds: first steps. Document WG-FSA-04/14. CCAMLR Hobart Australia.

Moreno, C.A. & Arata, J. (2005). Diseño del plan de acción para mitigar efectos de la pesca de palangre sobre aves marinas. Informe Final Proyecto FIP 2003-21. Obtenido en: fip.cl/difusión/2003

Moreno, C.A., Hucke-Gaete, R. & Arata, J. (2003). Interacción de la Pesquería del Bacalao de Profundidad con Mamíferos y Aves Marinas. Informe Final Proyecto FIP 2001-31. Obtenido en: fip.cl/difusión/2001

Robertson, G. et al. (2014). *Biological Conservation* 169, 319-333.

Robertson, G. & Gales, R. (Eds) (1998). *Albatross, Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.

Robertson, G., Valencia, J. & Arata, J. (2003). Summary report on the status of black-browed and grey-headed albatrosses breeding in Chile. CCAMLR WG-FSA-03

Robertson, G. & Moreno, C.A. (2005). Program of Research to Improve the Seabird By-Catch Mitigation Effectiveness of the Spanish System of Longline Fishing. Document WG-FSA 05/12 CCAMLR, Hobart, Australia.

Schlatter, R.P. & Riveros, G. (1997). Historia natural del Archipiélago Diego Ramírez, Chile. *Serie Científica INACH* 47, 87-112.

6.1.3 EL ROL DE LAS ÁREAS DE MANEJO Y EXPLOTACIÓN DE RECURSOS BENTÓNICOS COMO INSTRUMENTOS AUXILIARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD MARINA EN CHILE

Castilla, J.C. (1994). The Chilean small-scale benthic shellfisheries and the institutionalization of new management practices. *Ecology International Bulletin* 21, 7-63.

Castilla, J.C. & Gelcich, S. (2008). Management of the loco (*Concholepas concholepas*) as a driver for self-governance of small scale benthic fisheries in Chile. FAO. Case studies of industry participation in fisheries governance. Fisheries Technical Paper N°604

Castilla, J.C., Gelcich, S. & Defeo, O. (2007). Successes, lessons, and projections from experience in marine benthic invertebrate artisanal fisheries in Chile: pp 25-42. En McClanahan, T. & Castilla, J.C. (Eds). *Fisheries management: progress toward sustainability*, Oxford: Blackwell.

Castilla, J.C. et al. (1998). Artisanal Caletas: as units of production and co-managers of benthic invertebrates in Chile. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (Special Publication)* 125, 407-413.

CBD (2004). Secretariat of the Convention on Biological Diversity: technical advice on the establishment and management of a national system of marine and coastal protected areas. CBD Technical Series number 13. Montreal, Quebec, Canada.

CBD (2013). CBD Quick guides to the Aichi Biodiversity Targets. Obtenido en: <http://www.cbd.int/doc/strategic-plan/targets/compilation-quick-guide-en.pdf>

Donlan, C.J. in press. Pre-listing Conservation: Proactive Strategies for Protecting Endangered Species. Berkeley: University of California Press.

Gelcich, S., Godoy, N., Prado, L. & Castilla, J.C. (2008). Add-on conservation benefits of marine territorial user rights fishery policies in central Chile. *Ecological Applications* 18, 273-81

Gelcich, S. et al. (2010). Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 16794-16799.

Gelcich, S., Peralta, L., Gonzalez, C., Camano, A., Fernandez, M. & Castilla, J.C. (2011). Scaling-up marine coastal biodiversity conservation in Chile: A call to support and develop ancillary measures and innovative financing approaches: pp 199-220. En Figueroa, E. (Ed). *Successful and Failed Experiences in Biodiversity Conservation: Lessons and policy recommendations from the American continent*. Santiago: Editorial Universitaria.

Gelcich, S., Fernandez, M., Godoy, N., Canepa, A., Prado, L., & Castilla, J.C. (2012). Territorial user rights for fisheries as

- ancillary instruments for marine coastal conservation in Chile. *Conservation Biology* 26, 1005-1015.
- Gelcich, S. et al. (2013). Financing Marine Protected Areas Through Visitor Fees: Insights from Tourists Willingness to Pay in Chile. *AMBIO* 42, 975-984.
- Gelcich, S., & Donlan, C.J. (sin año) Incentivizing biodiversity conservation in artisanal fishing communities through territorial user rights and business model innovation. *Conservation Biology*. DOI: 10.1111/cobi.12477
- Gravestock, P., Callum, M.R. & Bailey, A. (2008). The income requirements of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management* 51, 272-283.
- Kelleher, G. (1999). Guidelines for marine protected areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK. Obtenido en: <http://cmsdata.iucn.org/downloads/mpaguid.pdf>.
- Lester, S.E. & Halpern, B.S. (2008). Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 367, 49-56
- Micheli, F., Halpern, B.S., Botsford, W. & Warner, R.R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications* 14, 1709-1723
- Mora, C. et al. (2006). Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science* 312, 1750-1751
- PEW, 2014. Obtenido en: <http://www.pewenvironment.org/news-room/press-releases/pew-awards-chilean-scientist-stefan-gelcich-the-2014-fellowship-in-marine-conservation-85899541734>
- Reid-Grant, K. & Bhat, M. (2009). Financing marine protected areas in Jamaica: An exploratory study. *Marine Policy* 33, 128-136.
- SERNAPESCA. 2010. Obtenido en: <http://www.sernapesca.cl/>
- Turpie, J.K., Beckley, L.E. & Katua, S.M. (2000). Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South African coastal fishes. *Biological Conservation* 92, 59-72
- Watson, J.E.M, Dudley, N., Segan, D.B. & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature* 515, 67-73.
- Wells, S., Burgues, N., & Ngusaru, A. (2007). Towards the 2012 marine protected area targets in eastern Africa. *Ocean and Coastal Management* 50, 67-83.
- Asociación de Profesores de Geografía de Uruguay (XV, Punta del Este, Uruguay).
- Muñoz, (1995). El etnodesarrollo de cara al siglo veintiuno. Santiago: CEPAL
- Montecino & Conejeros (1985:9). El cronista Gonzalez de Najera que escribió en el siglo XVII, señalaba para el territorio mapuche, que no hay en los pueblos boticarios ni aún médicos, porque las mujeres lo son. *Ibid.:*16
- Iriarte, A. (1999). Marco legal relativo a la conservación y uso sustentable de aves, mamíferos y reptiles marinos en Chile. *Estud. Oceanol* 18, 5-12
- Aikenhead, G.S. (1985). Collective decision making in the social context of science. *Science Education* 69(4), 453-475.
- Alba, J.J. & Tarifa, L. (1993). Los Jampiris de Raqaypampa. CENDA (Centro de Comunicación y Desarrollo Andino). Cochabamba.
- Aldunate, C. & Castro, V. (1981). Las Chullpas de Toconce y su Relación con el Poblamiento Altiplánico en el Loa Superior: Período Tardío. Tesis para optar al grado y título de Arqueólogo, Facultad de Ciencias humanas, Universidad de Chile. Santiago, Chile: Editorial Kultrún.
- Aldunate, C. Armesto, J., Castro, V. & Villagrán, C. (1981). Estudio Etnobotánico en una Comunidad Precordillerana de Antofagasta: Toconce. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 38,183-223.
- Aldunate, C., Berenguer, J. Castro, V., Cornejo, L., Martínez, J. & Sinclair, C. (1986). Cronología y Asentamiento en la Región del Loa Superior. Dirección de Investigación y Biblioteca, Universidad de Chile, Santiago
- Aldunate, C. & Villagrán, C. (1992). Botánica Indígena de Chile por P. Ernesto Wilhem de Moesbach (1955). Prologo y Edición de Carlos Aldunate y Carolina Villagrán. Santiago, Chile: Editorial Andrés Bello.
- Alvear, K. (2005) Biodiversidad en microalgas marinas. factores a considerar para su uso sustentable: pp 451-472. En Figueroa, E. (Ed). Biodiversidad Marina. Valoración de usos y perspectivas. ¿Hacia dónde va Chile?. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Armesto, J., Papic, C. & Pliscoff, P. (2002). Relevancia de las pequeñas áreas silvestres para la conservación de la biodiversidad en el bosque nativo. *Ambiente y Desarrollo* 18(1), 60-70.
- Arrizaga, A. (1988). Recolección y utilización tradicional de los recursos marinos costeros del la región centro-sur de Chile (VIII a X región). Síntesis de su evolución: pp 209-230. En Shozo, M. (Ed). Recursos Naturales Andinos. Universidad de Tokio.
- Arroyo, M.T.K. et al. (2002). Análisis de la contribución y eficiencia del Santuario de la Naturaleza Yerba Loca, 33° S, en la

6.2 TRADICIONES CULTURALES Y BIODIVERSIDAD

Romero, (2001) La geografía de comienzos del siglo XXI: de la homogeneidad global a la diversidad local. Conferencia Central, Congreso de Geografía y Medio Ambiente de la

- protección de la flora vascular regional (regiones Metropolitana y Quinta de Chile). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75(4), 767-792.
- Astaburuaga, G. (2004). El agua en las zonas áridas de Chile. *ARQ* 57, 68-73.
- Bengoa, J. (compilador) (2004). *La Memoria Olvidada. Historia de los Pueblos Indígenas de Chile. Cuadernos Bicentenario.* Presidencia de la República, Santiago.
- Bittmann, B. (1986). Recursos naturales Renovables de la costa del norte de Chile. Modos de obtención y uso. *Etnografía e Historia del Mundo Andino. Continuidad y Cambio: 269 - 334.* Shozo Masuda editor. Universidad de Tokio.
- Bonacic, C. (1998). Dinámica Poblacional de la Vicuña (*Vicugna vicugna*) y Determinación de la Capacidad de Carga en la Provincia de Parinacota-Chile. En González, B., Bas, F., Tala, C. & Iriarte, A. (Eds). *Actas del Seminario Internacional Manejo Sustentable de La Vicuña y el Guanaco.* Servicio Agrícola y Ganadero, Pontificia Universidad Católica de Chile, Fundación para la Innovación Agraria. Santiago, Chile – 18 y 19 de Noviembre de 1998.
- Braag, C. (1984). Los conceptos lingüísticos de la división del espacio, tiempo y actividades en una comunidad pehuenche. *Actas Jornada de Lengua y Literatura Mapuche.* Temuco, Chile.
- Calducura, E. & Figueroa, E. (sin año). Valoración económica de los recursos marinos de Chile: Uso y conservación de la biodiversidad: pp 235-352. En Figueroa, E. (Ed). *Biodiversidad Marina. Valoración de usos y perspectivas. ¿Hacia dónde va Chile?* Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Castro, V. (1986). An Approach to the Andean Ethnozoology: Toconce. *Cultural Attitudes to Animals, Vol. 2, Section B:1 17.* The 11 World Archaeological Congress, Allen & Unwin, Southampton. Inglaterra.
- Castro, V. (1988). Terrazas Agrícolas: una Vieja Tecnología para las Nuevas Generaciones. *Creces* 2, 6 12.
- Castro, V. (1995). Botánica y Pueblos Originarios. *Actas del I Congreso de Plantas Medicinales en Chile.* Ministerio de Salud, Chile.
- Castro, V. (1997a). Huacca Muchay. Evangelización y Religión Andina. Charcas, Atacama La Baja. Tesis de Magister en Historia Mención Ethnohistoria, Universidad de Chile.
- Castro, V. (1997b). Fragilidades, equilibrios, ética. Sobre patrimonios Culturales y naturales. *Boletín del Movimiento Agroecológico chileno (MACH), Año 5 (18), 23-28.*
- Castro, V. (2000). Case Study: Environmental perception and the sacred in the southern Andes, northern Chile: pp 126-128. En Price, M. & Butt, N. (Eds). *Forest in sustainable mountain development. A state of knowledge report for 2000.* Oxford, UK: CABI Publishing.
- Castro, V. (2004). El picaflor de la gente (Sotar Condi). *Ornitología Neotropical* 15 (Suppl.), 409-417.
- Castro, V. & Martínez, J.L. (1996). Poblaciones Indígenas de la Provincia del Loa. En *Culturas de Chile, Tomo II.* Chile: Editorial Andrés Bello.
- Castro, V. & Varela, V. (Eds) (1994). *Ceremonias de Tierra y Agua. Ritos Milenarios Andinos.* FONDART, Ministerio de Educación y Fundación Andes. Santiago.
- Castro, V. & Aldunate, C. (2003). Sacred Mountains in the Highlands of the South Central Andes. *Journal of Mountain Research and Development* 23(1), 73-79.
- Cavada, F. (1914) Chiloé y los chilotes. *Revista Chilena de Historia y Geografía* Ns. 7 a 14. Santiago, Chile: Imprenta Universitaria.
- Carabias, D., Lira, N. & Adán, L. (2010). Reflexiones en torno al uso de embarcaciones monóxilas en ambientes boscosos lacustres precordilleranos andinos, zona centro-sur de Chile. *Magallania* 38(1), 87-108.
- Citarella, L. (comp.) (1995). *Medicinas y Culturas en la Araucanía.* Santiago, Chile: Editorial Sudamericana.
- Cereceda, V. (1990). A partir de los colores de un pájaro. *Boletín del Museo Chileno de Arte Precolombino* (4), 57-104.
- Collado-Ardón, R. & Rubel, A. (Coordinadores) (1988). *Enseñanzas de las Medicinas Parelelas. (Simposio). Rituales y Fiestas en las Américas:341-416.* Memorias del 45 Congreso Internacional de Americanistas. Bogotá: Ediciones Uniandes.
- Chapmann, A. (1986). *Los selk'nam: La vida de los onas.* Buenos Aires, Argentina: Emecé Editores.
- Díaz, I. & Armesto, J. (2003). La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Revista Ambiente y Desarrollo* 19(2), 31-38.
- Dillehay, T. & Gordon, A. (sin año). El simbolismo en el ornitomorfo mapuche. La mujer casa y el ketru metawe. *Actas del VII congreso de Arqueología Chilena I*, 303-316. Santiago, Chile: Ediciones Kultrun.
- Farga, C., Lastra, J. & Hoffmann, A. (1988). *Plantas Medicinales de Uso Común en Chile.* 3 Tomos. Santiago, Chile: Ediciones Paesmi.
- Foerster, R. (sin año). *Introducción a la Religiosidad Mapuche.* Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Donoso, C. & Lara, A. (1996). Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro: pp 363-387. En Armesto, J., Villagrán, C. & Kalin, M.T.K. (Eds). *Ecología de los bosques nativos de Chile.* Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

- Farga, C., Lastra, J. & Hoffmann, A. (1988). *Plantas Medicinales de Uso Común en Chile*, 3 Tomos. Santiago, Chile: Ediciones Paesmi.
- Fernandez, T. (2003). Viñas y corredores ecológicos. *ARQ* (Santiago) 54, 52-55.
- Friedman, John. Futuros de la ciudad global: EL rol de las políticas urbanas y regionales en la región Asia-Pacífico. *EURE* (Santiago) 23(70), 39-57.
- Grosjean, M., Nuñez, L., Cartajena, I. & Messerli, B. (1997). Mid-Holocene Climate and Culture Change in the Atacama Desert, Northern Chile. *Quaternary Research* 48(2), 239-246.
- Girault, L. (1987). *Kallawaya curanderos itinerantes de los Andes*. La Paz: Imprenta Quipus.
- Grebe, M. (1984). Etnozoología Andina: concepciones e interacciones del hombre andino con la fauna altiplánica. *Estudios Atacameños* 7, 455-472.
- Grebe, M. (1995). Estudio Etnociencia, Creencias y Simbolismo en la Herbolaria Chamánica Mapuche. *Enfoques en atención primaria*. Año 9(2), 6-10. Santiago, Chile: Ediciones PAESMI.
- Gross, P. (1998). Ordenamiento territorial: el manejo de los espacios rurales. *EURE* (Santiago) 24(73), 116-118
- Günckel, H. 1959 (1960). Nombres indígenas relacionados con la flora chilena. *Boletín de Filología*, XI Universidad de Chile.
- Günckel, H. (1967). Fitonimia atacameña, especialmente cunza. *Revista Universitaria*, Universidad Católica de Chile 52, 3-18.
- Guevara, T. (1922). *Historia de Chile*. Chile Hispano, Tomo X. Santiago, Chile: Ed. Universo.
- Gundermann, H. (1984). Ganadería aymara, ecología y forrajes: Evaluación regional de una actividad productiva andina. *Revista Chungará*, Universidad de Tarapacá (12), 99-124.
- Gusinde, M. (1917). *Medicina e Higiene de los Antiguos Araucanos*. *Revista Chilena de Historia y Geografía* VII(26-27).
- Gusinde, M. (1986). *Los Indios de Tierra del Fuego* (1946), Tomo II. Buenos Aires: Centro de Etnología Americana-CONY CET
- Gutierrez, T. (1984). *Machitún: Ceremonia Terapéutica Mapuche*. Tesis para optar al grado de licenciado en Antropología Social. Departamento de Antropología. Universidad de Chile.
- Hoffmann, A. (1991). *Flora Silvestre de Chile*. Zona Araucana, 2ª Ed. Santiago, Chile: Ediciones Fundación Claudio Gay.
- Hoffmann, A. (1995). *Flora silvestre de Chile*. Zona Central, 3ª Ed. Santiago, Chile: Ediciones Fundación Claudio Gay.
- Iwanaga, M. & Watson, D. (2003). Producción de alimentos y biodiversidad. Documento presentado en La Cumbre de Acción de México, Ciudad de México, México, 2 y 3 de junio de 2003. Obtenido en: http://www.futureharvest.org/news/mas_background_esp.html
- Jax, K. & Rozzi, R. (2004). Teoría ecológica y valores en la definición de objetivos de conservación: ejemplos de regiones templadas de Alemania, Estados Unidos de América y Chile. *Rev. chil. hist. nat.* 77(2), 349-366.
- Lara, A., Donoso, C., Aravena, J.C. (1996). La Conservación del Bosque Nativo en Chile, problemas y desafíos. En Armesto, J., Villagrán, C., Kalin-Arroyo, M. (Eds). *Ecología de los bosques Nativos de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Lira, J. (1995) *Medicina Andina: Farmacopea y Rituales*. Cusco: Centro de Estudios Regionales Bartolomé de Las Casas.
- Manzur, M.I. (2003). *Experiencias en Chile de Acceso a Recursos Genéticos, Protección del Conocimiento Tradicional y Derechos de Propiedad Intelectual*. Fundación Sociedades Sustentables.
- Martínez, G. (1976). Es sistema de los uywiris en Isluga. En Le Paige, G. *Homenaje al R.P. Gustavo Le Paige*, Universidad del Norte. Santiago, Chile.
- Martínez, J.L. (1998) *Pueblos del Chañar y el Algarrobo: Los atacamas en el siglo XVII*. DIBAM, Facultad de Filosofía y Humanidades. Centro de Investigaciones Barros Arana. Santiago, Chile.
- Massone, M. (1982). *Cultura Selknam(Ona)*. Serie El Patrimonio Cultural Chileno. Colección Culturas Aborígenes. Santiago, Chile: Ministerio de Educación, Departamento de Extensión Cultural.
- Medina, J.T. (1882). *Los Aborígenes de Chile*. Santiago, Chile: Imprenta Gutenberg.
- Medina, E. (1981). *Medicina Tradicional Chilena*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Antropología Social. Universidad Iberoamericana, México, D.F.
- Metraux, A. (1942). El Shamanismo araucano. *Revista del Instituto de Antropología* XI(10), 309-362.
- Meza, I. & Villagrán, C. (1991). Etnobotánica de la Isla Alao, Archipiélago de Chiloé, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 42, 39-78.
- Montecino, S. (2003). *Mitos de Chile*. Diccionario de Seres, Magias y Encantos. Santiago, Chile: Editorial Sudamericana.
- Montecino, S. (2004). *La olla deleitosa: Cocinas mestizas de Chile*. Santiago, Chile: Ediciones Museo de Arte Precolombino.
- Montecino, S. & Conejeros, A. (1985). *Mujeres Mapuches. El saber tradicional en la curación de las enfermedades comunes*. Serie Mujer y Salud 2, CEDEM. Santiago, Chile: Ediciones CEM.

- Montes, P. (2011). El ordenamiento territorial como opción de políticas urbanas y regionales en América Latina y el Caribe. Serie Medio Ambiente y Desarrollo N°45 LC/L.1647-P/E. Santiago, Chile: CEPAL-ECLAC.
- Morales, H. (1997). Pastores Transhumantes al fin del mundo: Un enfoque cultural de la tecnología en una comunidad andina de pastores. Memoria para optar al título profesional de Antropólogo Social. Departamento de Antropología, Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de Chile.
- Mösbach, E., (1992). Botánica Indígena de Chile. Aldunate & Villagrán (Eds). Editorial Andrés Bello.
- Mostny, G., Jeldes, F., González, R. & Oberhauser, F. (1954). Peine, un Pueblo Atacameño. Publicación 4 del Instituto de Estudios Antropológicos. Universidad de Chile. Santiago.
- Muñoz, B. (1995). El etnodesarrollo de cara al siglo XXI. Santiago: CEPAL.
- Muñoz, C. (1966). Sinopsis de la flora chilena. Santiago, Chile: Ediciones de la Universidad de Chile.
- Munizaga, C. y H. Gunckel. 1958. Notas Etnobotánicas del Pueblo atacameño de Socaire. Publicación del Centro de Estudios Antropológicos (5) :9-40. Universidad de Chile. Santiago.
- Muñoz, M., Barrera, E. & Meza, I. (1981) El uso medicinal y alimenticio de plantas nativas y naturalizadas en Chile. Museo Nacional de Historia Natural (33).
- Munoz-Pedrerros, A. (2004). La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. Rev. chil. hist. nat. 77(1), 139-156.
- Naciones Unidas (1992). Programa 21, Un Plan de acción en pro del desarrollo sostenible. New York.
- Nuñez, L. (1976). Geoglifos y tráfico de caravanas en el desierto chileno: pp 147-201. En: Le Paige, G. Homenaje al R.P. Gustavo Le Paige, Universidad del Norte. Santiago.
- Olivares, J.C. (1995). Prácticas Alucinógenas entre los Moradores de la Cordillera de la Costa: pp 55-86. En Gallardo, F. (Ed). El Umbral Roto. Santiago, Chile: Ediciones Lom.
- Platt, T. (1976). Espejos y Maíz: Temas de la estructura simbólica andina. Cuaderno de Investigación CIPCA. La Paz.
- Planella, M.T., Cornejo, L. & Tagle, B. (2005). Alero Las Morrenas 1. Evidencia de cultígenos entre cazadores – recolectores de finales del arcaico en Chile Central. Chungara 37(1), 59-74
- Ramírez, E. & Foster, W. (2003). Análisis de la Oferta de Mano de Obra Familiar en la Agricultura Campesina de Chile. Cuadernos de Economía 40(119), 89-110.
- Rauch, M. (1996). Evaluación de los Recursos Culturales del Parque Nacional Rapa Nui. Isla de Pascua. Memoria para optar al título de Arqueólogo. Departamento de Antropología, Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de Chile.
- Rauch, M., Ibañez, P. & Ramírez, J.M. (1996). Vegetación de Rapa Nui: Historia y Uso Tradicional. Ministerio de Agricultura, CONAF, Parque Nacional Rapa Nui.
- Recasens, A. (2005). Cultura y biodiversidad marina: pp 165-189. En Figueroa, E. (Ed). Biodiversidad Marina. Valoración de usos y perspectivas: ¿Hacia dónde va Chile?. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Romero, H. (2001). La geografía de comienzos del siglo XXI: de la homogeneidad global a la diversidad local. Conferencia Central, Congreso de Geografía y Medio Ambiente de la Asociación de Profesores del Uruguay. XV, Punta del Este.
- Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F. & Vásquez, A. (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. Ambiente y Desarrollo 17(4), 45-51.
- Romero, Hugo, y Ordenes F. (2003). Plan Regulador Comunal y sustentabilidad ambiental de la ciudad de Los Ángeles. Ambiente y Desarrollo 19(1): 26-31
- Romo, H., Pérez, R., Alvear, K. & Werlinger, C. (2004). Short and long impact of harves on the carragenophyte *Mazzaella laminarioides* in central Chile. Abstracts XVIII International Seaweed Symposium, Bergen, Noruega.
- Romo, M. (2001). Pastores del Sur Andino. Percepción y representación del Ambiente. Estudios Atacameños 16, 209-232
- Romo, M. (2003). Descentrando la Geografía: Etnogeografía de las Tierras Altas de la II Región. Tesis para optar al grado de Magíster en Asentamiento Humanos y Medio Ambiente. Facultad de Arquitectura, Diseño y Estudios Urbanos. Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales. Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Romo, M., Castro, V., Villagrán, C. & Latorre, C. (1999). La Transición entre las Tradiciones de los oasis del Desierto y de las Quebradas Altas del Loa superior: Etnobotánica del valle de Río Grande, 2º región, Chile. Chungara 31(2), 319-360.
- Rozzi, R., Massardo, F. & Aillapán, L. (2001). Guía Multiétnica de los Bosques Templados de Sudamérica Austral. Punta Arenas, Chile: Editorial Fantástico Sur.
- Rozzi, R., Massardo, F., Silander, J., Anderson, C. & Marín, A. (2003). Conservación biocultural y ética ambiental en el extremo austral de América: pp 51-85. En Figueroa, E. & Simonetti, J. Oportunidades y dificultades para el bienestar ecosocial. Globalización y biodiversidad. Oportunidades y desafíos para la sociedad chilena. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

- Santandreu, A., Gómez, A. & Dubbeling, M. (2002). Biodiversidad, Pobreza y Agricultura Urbana en América Latina. *Revista Agricultura Urbana* 6, 9-11.
- Steward, J. (Ed) (1946). *Handbook of South American Indians*, Vol. I. Washington.
- Smith-Ramírez, C. (1996). Algunos usos indígenas tradicionales de la flora del bosque templado: pp 389-404. En Armesto, J., Villagrán, C. & Kalin, M. (Eds). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Soriano, J.J., Fernández, J. & Toledo, A. (2000). Biodiversidad Agrícola, Agricultores y Erosión Genética. Discursos y Disposiciones Legales Que La Condicionan. En *Actas del IV Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica: Armonía entre Ecología y Economía*. Córdoba. (pendiente de publicación).
- Strabucci, W. & Iturriaga, S. (2005). Jardín a dos tiempos. *ARQ* (59), 66-71.
- Troncoso, A. & Torres, R. (1974). Estudio de la vegetación y flórua de la Isla de Quinchao, Chiloé. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 33, 65-107.
- Van Kessel, J. (1994). El zorro en la cosmovisión andina. *Revista Chungará*. 26(2), 233-242.
- Van Kessel, J. (1996a). Los aymaras contemporáneos de Chile: pp 47-67. En Hidalgo, J., Schiappacasse, V., Niemeyer, H, Aldunate, C. & Mege, P. (Eds). *Etnografía: Sociedades Indígenas Contemporáneas y su Ideología*. Santiago, Chile: Editorial Andrés Bello.
- Van Kessel, J. (1996b). La cosmovisión aymara: pp 169-187. En Hidalgo, J., Schiappacasse, V., Niemeyer, H, Aldunate, C. & Mege, P. (Eds). *Etnografía: Sociedades Indígenas Contemporáneas y su Ideología*. Santiago, Chile: Editorial Andrés Bello.
- Vargas, V. & Sotomayor, A. (2004). Modelos agroforestales y biodiversidad. *Medio ambiente y desarrollo* 20(2), 123-124
- Vega, C. (1995). Cuando el cielo se oscurece (Saman arkachoe): Historia de vida, testimonio alacalufe de Alberto Achacaz Walakial. Punta Arenas, Chile: Editorial Ateli y Cía.
- Vidal, R. (2002). Reconfiguración de la Periferia del Gran Santiago: Previsión de las Nuevas Tendencias Observadas. *Revista de Geografía Norte Grande* (29), 39-55.
- Villagrán, C. (1998). Etnobotánica Indígena de los Bosques de Chile: sistemas de clasificación de un recurso de uso múltiple. *Revista Chilena de Historia Natural* 71, 245-268
- Villagrán, C. et al. (1999). Etnozoología Mapuche: un estudio preliminar. *Revista Chilena de Historia Natural* 72, 595-627.
- Villagrán, C. & Castro, V. (2004). Ciencia indígena de los Andes del Norte de Chile. Programa de Biodiversidad- Universidad de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Villagrán, C., Meza, I., Silva, E. & Vera, N. (1983). Nombres folclóricos y usos de la flora de la Isla de Quinchao, Chiloé. *Museo Nacional de Historia Natural* 39, 1-58.
- Villagrán, C., Castro, V., Sánchez, G., Romo, M., Latorre, C. & Hinojosa, F. (1998). La Tradición surandina del desierto: Etnobotánica del área del Salar de Atacama (Provincia El Loa, Región de Antofagasta, Chile). *Estudios Atacameños* (16), 7-105.
- Villagrán, C., Romo, M. & Castro, V. (2003). Etnobotánica del Sur de los andes de la Primera región de Chile: Un enlace entre las culturas altiplánicas y las quebradas altas del Loa superior. *Chungara* 35(1), 73-124.

6.3 CULTURA AMBIENTAL

- Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L., & West, P.C. (2002). Beyond the square wheel: toward a more comprehensive understanding of biodiversity conservation as social and political process. *Society & Natural Resources* 15, 41-64.
- Butchart, S.H. et al. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164-1168.
- De Rokha, P. (2002). *Epopeya de las comidas y bebidas de Chile: canto del macho anciano*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Instituto Nacional de Estadísticas (INE) (2008). Población y sociedad, aspectos demográficos. Obtenido en: http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/demografia_y_vitales/demografia/pdf/poblacion_sociedad_enero09.pdf
- Miller, J.R. (2005). Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 430-434.
- Mistral, G. (1967). *Poemas de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Pomaire.
- Neruda, P. (2005). *Confieso que he vivido. Memorias*. Santiago, Chile: Pehuén Editores.
- Plath, O. (2008). Geografía del mito y la leyenda chilenos. Santiago, Chile: Fondo de Cultura Económica.
- Püschel-Hoeneisen, N., & Simonetti, J.A. (2012). Forested habitat preferences by Chilean citizens: implications for biodiversity conservation in *Pinus radiata* plantations. *Revista Chilena de Historia Natural* 85, 161-169.
- OECD (1998). *Towards sustainable development: environmental indicators*. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development.
- Rands, M.R. et al. (2010). Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* 329, 1298-1303.

Simonetti, J.A., Grez, A.A. & Estades, C.F. (Eds) (2012). Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Simonetti, J.A., Grez, A.A., & Estades, C.F. (2013). Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology* 27, 1117-1121.

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.

Valle, J. (1960). *Del monte a la ladera*. Santiago, Chile: Editorial Nacimiento.

6.4 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Alexander, J. & D'Antonio, C. (2003). Seed bank dynamics of French broom in coastal California grasslands: Effects of stand age and prescribed burning on control and restoration. *Restoration Ecology* 11, 185-197.

Anderson, C. & Valenzuela, A. (2014). Do what I say, not what I do. Are we linking research and decision-making about invasive species in Patagonia? *Ecología Austral* 24, 193-202.

Anderson, C.B., Martínez-Pastur, G., Lencinas, M.V., Wallem, P.K., Moorman, M.C. & Rosemond, A.D. (2009). Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer different in southern South America? an overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39, 33-52

Anderson, C.B. et al. (2006). Exotic vertebrates fauna in the remote and pristine Sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation* 15, 3295-3313.

Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramírez, C. & Arroyo, M.K.T. (1998). Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 279, 1271-1272.

Aronson, J., del Pozo, A., Ovalle, C., Avendaño, J., Lavin, A. & Etienne, M. (1998). Land use changes and conflicts in Central Chile: pp 155-168. En Rundel, P.W., Montenegro, G. & Jaksic, F. (Eds). *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.

Arroyo, M.T.K., Marticorena, C., Matthei, O. & Cavieres, L.A. (2000). Plant invasions in Chile: Present patterns and future predictions: pp 385-421. En Mooney, H.A. & Hobbs, R.J. (Eds). *Invasive species in a changing world*. Washington, DC: Island Press.

Arroyo, M.T.K., Riveros, M., Peñaloza, A., Cavieres, L.A. & Faggi, A.M. (1996). Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern South America: pp 134-172. En Lawford, R.G.; Alaback, P.B. & Fuentes, E. (Eds). *High-Latitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coasts of the Americas*.

Climate, Hydrology, Ecology and Conservation. New York: Springer-Verlag.

Aschmann, H. & Bahre, C. (1977). Man's impact on the wild landscape: pp 73-84. En Mooney, H.A. (Ed). *Convergent evolution in Chile and California Mediterranean Climate Ecosystems*. Pennsylvania: Hutchinson and Ross Inc.

Baesa, M.J. & Roy, J. (2008). Germination of an obligate seeder (*Ulex parviflorus*) and consequences for wildlife management. *Forest Ecology and Management* 256, 685-693.

Baldini, A., J. Oltermari, A. & M Ramírez (2008) Impacto del castor (*Castor canadensis*, RoRodent) en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) Tierra del Fuego, Chile. *Bosque*, 29: 162-169

Bonino, N.A. & Gader, R. (1987). Expansión del conejo silvestre europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en la República Argentina y perspectivas futuras. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 18, 157-162.

Bonino, N.A. & Soriguer, R.C. (2004). Distribución actual y dispersión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en Mendoza (Argentina). *Mastozoología Neotropical* 11(2), 237-241.

Bravo-Monasterio, P., Fajardo, A. & Pauchard, A. (2016). *Pinus contorta* invasion into treeless steppe reduces species richness and alters species traits of the local community. *Biological Invasions* DOI 10.1007/s10530-016-1131-4

Brown, J.H. & Lomolino, M.V. (1998). *Biogeography*. Sinauer, Sunderland USA.

Bustamante, R.O., Serey, I. & Pickett, S.T.A. (2003). Forest fragmentation, plant regeneration and invasion processes in Central Chile: pp 145-160. En Bradshaw, G., Marquet, P. & Mooney, H. (Eds). *How Landscapes Change: Human Disturbance and Ecosystem Fragmentation*. New York: Springer-Verlga.

Bustamante, R.O. & Grez A.A. (2004). Fragmentación del bosque nativo: ¿en qué estamos?. *Ambiente y Desarrollo* 20, 89-91.

Bustamante, R.O. & Simonetti, J.A. (2005). Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions* 7, 243-249.

Cabello, J.L. (2014). Estudio socio-ecológico de las especies de vertebrados invasores en la región de Magallanes y Antártica Chilena. Tesis de Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de Magallanes.

Camus, P. & Jaksic, F.M. (2009). *Piscicultura en Chile: entre la productividad y el deterioro ambiental 1856-2008*. Santiago, Chile: Pontificia Universidad Católica Ediciones.

Camus, P., Castro, S. & Jaksic, F.M. (2008). El conejo europeo en Chile: historia de una invasión biológica. *Historia* 41, 305-339.

- Camus, P., Castro, S. & Jaksic, F.M. (2014). Reconstrucción histórica de la invasión de conejo Europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en Chile Central: Lecciones para un mejor diálogo entre científicos y gestores: pp. 239-265. En Jaksic, F. & Castro, S. (Eds). Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales.
- Castro, S.A., Figueroa, J.A., Muñoz-Schick, M. & Jaksic, F.M. (2005). Minimum residence time, biogeographic origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Diversity and Distributions* 11, 183-191.
- Castro, S.A., Bosinovic, F. & Jaksic, F.M. (2008). Ecological efficiency and legitimacy in seed dispersal of an endemic shrub (*Lithrea caustica*) by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in central Chile. *Journal of Arid Environments*.
- Corporación Nacional Forestal (CONAF) (2014). Registran positiva restauración ecológica en isla Choros. Corporación Nacional Forestal. Obtenido en: www.conaf.cl
- Crego, R., Jiménez, J., Soto, C., Barroso, O. & Rozzi, R. (2014). Tendencias poblacionales del visón norteamericano invasor (*Neovison vison*) y sus principales presas nativas desde su arribo a isla Navarino, Chile. *Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de Especies Invasoras* 4, 4-18.
- Crosby, A.W. (1972). *The Columbian exchange: Biological and cultural consequences of 1492*. Westport, Connecticut: Greenwood Pub. Co.
- Crosby, A.W. (2004). *Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Daciuk, J. (1978). Notas faunísticas y bioecológicas de península Valdes y Patagonia: 1-4. *Anales de Parques Nacionales-SNPN* 14.
- Delibes-Mateos, M., Díaz-Ruiz, F., Caro, J. & Ferreras, P. (2014). Caracterización de la comunidad de mamíferos de un área remota del sur de Chile mediante el uso combinado de metodologías. *Galemys* 26, 65-75.
- Dominguez, E., Elverbakk, A., Marticorena, C. & Pauchard, A. (2006). Alien plants in Torres del Paine National Park, Chile. *Gayana Botanica* 63, 131-141.
- Drake, J.R. et al. (1989). *Biological invasions: a global perspective*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Chichester, UK: John Wiley & Son.
- Estévez, R.A., Anderson, C.B., Pizarro, C. & Burgman, M.A. (2015). Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conservation Biology* 29(1), 19-30.
- Figueroa, E. (Ed) (2011). *Conservación de la biodiversidad en las Américas: lecciones y recomendaciones de política*. Universidad de Chile.
- Figueroa, J.A., Castro, S.A., Marquet, P. & Jaksic, F.M. (2004). Exotic plant invasion to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77, 465-483.
- Fuentes, N., Ugarte, E., Kühn, I. & Klotz, S. (2008). Alien plants in Chile: Inferring invasion periods from herbarium records. *Biological Invasions* 10, 649-657.
- Fuentes, N., Pauchard, A., Sánchez, P., Esquivel, J. & Marticorena, A. (2013). A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biological Invasions* 15(4), 847-858.
- Fuentes, N., Saldaña, A., Kühn, I. & Klotz, S. (2014). Climatic and socio-economic factors determine the level of invasion by alien plants in Chile. *Plant Ecology & Diversity*, DOI 10.1080/17550874.2014.984003
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Marticorena, A. & Sanchez, P. (2010). Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana Botánica* 67, 188-197.
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Cavieres, L. & García, R. (2011). Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 261, 1003-1009.
- García, R.A., Pauchard, A. & Peña, E. (2007). Banco de semillas, regeneración y crecimiento de *Teline monspessulana* (L.) K.Koch después de un incendio forestal. *Gayana Botanica* 64(2), 201-210.
- García, R.A., Engler, M.L., Peña, E., Pollnac, F. & Pauchard, A. (2015). Fuel characteristics of the invasive shrub *Teline monspessulana* (L.) K. Koch. *International Journal of Wildland Fire* 24(3) 372-379.
- García, R.A., Fuentes-Ramírez, A. & Pauchard, A. (2012). Effects of two nitrogen-fixing invasive species on soil chemical properties in south-central Chile. *Gayana Botánica* 69(1), 106-109.
- Gay, C. (1847). *Historia física y política de Chile: zoología: tomo primero*. Editor General, Rafael Sagredo Baeza.- xxx, 510 p.: il., facsím., 2009 28 cm. (Biblioteca fundamentos de la construcción de Chile).
- Godoy, O., Saldaña, A., Fuentes, N., Valladares, F. & Gianoli, E. (2011). Forests are not immune to plant invasions: phenotypic plasticity and local adaptation allow *Prunella vulgaris* to colonize a temperate evergreen rainforest. *Biological Invasions* 13(7), 1615-1625.
- Gómez-González, S., Torres-Díaz, C., Valencia, G., Torres-Morales, P., Cavieres, L.A. & Pausas, G. (2011). Anthropogenic fires increase alien and native annual species in the Chilean coastal matorral. *Diversity and Distribution* 17, 58-67.

- Gómez-González, S. & Cavieres, L. (2009). Litter burning does not equally affect seedling emergence of native and alien species of the Mediterranean-type Chilean matorral. *International Journal of Wildland Fire* 18, 213-221.
- Iriarte J.A., Lobos, G.A. & Jaksic, F.M. (2005). Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies. *Revista Chilena de Historia Natural* 78, 143-154.
- Iriarte, J.A. (2008). *Mamíferos de Chile*. Barcelona, España: Lynxedicions.
- Jaksic, F.M. & Castro, S.A. (2014). Invasiones biológicas en Chile: causas globales e impactos locales. Santiago, Chile: Pontificia Universidad Católica Ediciones.
- Jaksic, F.M. & Fuentes, E.R. (1980). Why are native herbs in the Chilean Matorral more abundant beneath bushes: microclimate or grazing?. *Journal of Ecology* 68, 665-669.
- Jaksic, F. & Fuentes, E. (1988). El conejo español: un convidado de piedra: pp 88-101. En Fuentes, E. & Prenafta, S. (Eds). *Ecología del paisaje en Chile central: estudios sobre espacios montañosos*. Santiago, Chile: Edic. Universidad Católica.
- Jaksic, F.M. & Soriguer, R.C. (1981). Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis. *Journal of Animal Ecology* 50, 269-281
- Jaksic, F. & Yáñez, J. (1983). Rabbit and fox introductions in Tierra del Fuego: history and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. *Biological Conservation* 26, 367-374.
- Jaksic, F. M. (1998) Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation*, v. 7, p. 1427-1445.
- Jaksic, F.M., Iriarte, J.A., Jiménez, J.E. & Martínez, D.R. (2002). Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4, 157-173.
- Jiménez, J., Crego, R., Soto, G., Román, I., Rozzi, R. & Vergara, P. (2014). Potential impact of the Alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navarino Island, Southern Chile. *Biol. Invasions* 16, 961-966.
- Jiménez, A., Pauchard, A., Cavieres, L., Marticorena, A. & Bustamante, R. (2008). Do climatically similar regions contain similar alien floras? A test from the Mediterranean areas of Chile and California. *Journal of Biogeography* 35, 614-624.
- Jürgensen, P.M. & León-Yáñez, S. (1999). Catalogue of the vascular plants of Ecuador. *Monographs in Systematic Botany of the Missouri Botanical Garden* 75, 1-1182.
- Keeley, J.E. & Fotheringham, C.J. (2000). Role of fire in regeneration from seed: pp 311-330. En Fenner, M. (ed.) *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (2nd Ed). Oxon, U.K: CAB International.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 199-204.
- Langdon, B., Pauchard, A. & Aguayo, M. (2010). *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions* 12, 3961-3971.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000). Biotic Invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.
- Malo, J.E. et al. (2015). Low habitat overlap at landscape scale between wild camelids and feral donkeys in the Chilean desert. *Acta Oecologica* 70, 1-9.
- Marticorena, C. & Rodríguez, R. (1995). *Flora de Chile I: Pteridophyta-Gymnospermae*. Concepción, Chile: Universidad de Concepción.
- Matthei, O. (1995). *Manual de las malezas que crecen en Chile*. Chile: Alfabeta Impresores.
- Medina-Vogel, G., Barros, M., Organ, J.F. & Bonesi, L. (2013). Coexistence between the southern river otter and the alieninvasive North American mink in marine habitats of southern Chile. *Journal of Zoology* 1-8.
- Montalva, J., Ruz, L., & Arroyo, M.T.K. (2008). *Bombus terrestris* Linnaeus (Hymenoptera: Apidae: Bombini) en Chile: causas y consecuencias. *Chagual* 6, 13-20.
- Montenegro, G., Teillier, S., Arce, P. & Poblete, V. (1991). Introduction of plant into Mediterranean-type climate area of Chile: pp 103-114. En Gorbis, R.H. & Di Castri, F. (Eds). *Biogeography of Mediterranean Invasion*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Mostny-Glaser, G. & Niemeyer-Fernández, H. (1983). Museo Nacional de Historia Natural. Santiago, Chile: Dirección de Bibliotecas. Archivos y Museos - Ministerio de Educación Pública.
- Muñoz, M.R. & Fuentes, E.R. (1989). Does fire induce shrub germination in the Chilean matorral. *Oikos* 56, 177-181.
- Pascual, M. et al., (2002). Evaluating potential effects of exotic freshwater fish from incomplete species presence-absence data. *Biological Invasions* 4, 101-113.
- Pauchard, A., García, R., Langdon, B. & Fuentes, N. (2011). Invasiones de plantas introducidas en Chile y su impacto en la biodiversidad: historia, estado actual y desafíos para su gestión: pp 133-165. En Figueroa, E. *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations*. Santiago, Chile: Editorial FEN-Universidad de Chile.

- Pauchard, A. & Alaback, P. (2004). Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology* 18(1), 238-248.
- Pauchard, A. et al. (2016). Pine invasions in treeless environments: dispersal overruns microsite heterogeneity. *Ecology and Evolution* doi: 10.1002/ece3.1877
- Pauchard, A., García, R., Langdon, B. & Núñez, M. (2014). Invasiones de plantas en ecosistemas forestales: bosques y praderas invadidas: pp 673-691. En Donoso, C., González, M. & Lara, A. (Eds). *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Chile: Ediciones Universidad Austral de Chile.
- Peña, L., Pérez de Arce, R. & Cartagena, L. (1975). La presencia de *Vesputamaculifrons* (Hymenoptera: Vespidae) en Chile. *Revista Chilena de Entomología* 9, 197-168.
- Peña, E., Hidalgo, M., Langdon, B. & Pauchard, A. (2008). Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a Natural Reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management* 256, 1049-1054.
- Perrings, C. et al. (2010). Ecosystem services for 2020. *Science* 330, 323-324.
- Philippi, R.A. (1882). Catálogo de plantas cultivadas para el Jardín Botánico de Santiago hasta el 1° de mayo de 1881. Santiago, Chile: Imprenta Nacional.
- Pietrek, A.G. & Fasola, L. (2014). Origin and history of the beaver introduction in South America. *Mastozoología neotropical*, 21(2), 355-359.
- Quiroz, C., Pauchard, A., Cavieres, L.A. & Anderson, C.B. (2009). Análisis cuantitativo de la investigación en invasiones biológicas en Chile: tendencias y desafíos. *Revista Chilena de Historia Natural* 82, 497-505.
- Quiroz, C., Choler, P., Baptist, F., González-Teuber, M., Molina-Montenegro, M.A., Cavieres, L. (2009). Alpine dandelions originated in the native and introduced range differ in their responses to environmental constraints. *Ecological Research* 24, 175-183.
- Rosenzweig, M.L. (2001). The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research* 3, 361-367.
- Ruz, L. (2002). Bee Pollinators Introduced to Chile: a Review: pp 155-167. En Kevan, P. & Imperatriz-Fonseca, V.L. (Eds). *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Brasília: Ministry of Environment.
- Sáiz, F. & Ojeda, P. (1988). *Oryctolagus cuniculus* L. en Juan Fernández: Problema y control. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 19, 91-98.
- Sala, O.E. et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Saldaña, A., Fuentes, N. & Pfanzelt, S. (2009). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (Polygonaceae): A new record for the alien flora of Chile. *Gayana Botánica* 66, 283-285.
- Sandoval, R. (1994). Estudio ecológico del visón asilvestrado (*Mustela vison*) en la IX región. Tesis de grado para optar al grado de Licenciado en Medicina Veterinarias, Universidad Austral de Chile.
- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) (2011). Informe Técnico D. Ac. N°1622 /2011 propuesta reemplaza resolución ex. N°3064/2010 y modificaciones reemplaza y amplía área plaga de *Didymosphenia geminata* incluyendo cuencas de la región de Los Lagos y de Aisén del general Carlos Ibáñez del campo.
- Schuttler, E., Ibarra, J.T., Gruber, B., Rozzi, R. & Jax, K. (2010). Abundance and habitat preference of the southernmost population of mink: implications for managing a recent island invasion. *Biodiversity and Conservation* 19, 725-743.
- Sheppard, A.W. & Hosking, J.R. (2000). Broom management. *Plant Protection Quarterly* 15, 134-183.
- Simberloff, D. (1995). Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas?. *Pacific Science* 49, 87-97.
- Simonetti, J. & Fuentes, E. (1983). Shrub preferences of native and introduced Chilean matorral herbivores. *Oecologia Applicata* 4, 269-272.
- Skewes, O., & Jaksic, F.M. (2015). History of the introduction and present distribution of the european wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. *Mastozoología neotropical* 22(1), 113-124.
- Skewes, O., González, R.F., Rubilar, L. & Quezada, M. (1999). Investigación, aprovechamiento y control del castor en islas Tierra del Fuego y Navarino. Servicio de Gobierno Regional XII Región, Magallanes y Antártica Chilena.
- Skewes, O., Rodríguez, R., & Jaksic, F.M. (2007). Ecología trófica del jabali europeo (*Sus scrofa*) silvestre en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80, 295-307.
- Tilman, D. (1997). Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78, 81-92.
- Torrejón, F. & Cisternas, M. (2002). Araucanian ecological landscape disturbances by the mapuche assimilation of the Hispanic-Mediterranean farming (16 and the 17 centuries). *Revista Chilena de Historia Natural* 75, 729-736.
- Ugarte, E., Fuentes, N. & Klotz, S. (2010). European plant in Southern South America, unwanted visitors?: pp. 148-150. En Josef, S. et al. (eds.). *Atlas of Biodiversity Risks - from*

- Europe to the globe, from stories to maps. Pensoft, Sofia and Moscow.
- Urrutia, J., Pauchard, A. & García, R. (2013). Diferencias en la composición vegetal de un bosque de *Araucaria araucana* (Molina) K.Koch y *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst. asociadas a un gradiente de invasión de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. *Gayana Bot.* 70(1), 92-100.
- Valenzuela, A., Anderson, C.B., Fasola, L. & Cabello, J.L. (2014). Linking invasive exotic vertebrates and their ecosystem impacts in Tierra del Fuego to test theory and determine action. *Acta Oecologica* 54, 110-118.
- Vergara, G. & Valenzuela, J. (2015). Presencia de visón americano (*Neovison vison*, Schreber 1777) en Chiloé, Chile: ¿Inicio de una invasión biológica?. *Ecosistemas* 24(1), 29-31.
- Vidal, J.O. et al. (2015). Invasive plants in Torres del Paine National Park (Magallanes, Chile): current knowledge, post-fire distribution and implications for ecological restoration. *Anales Instituto de la Patagonia* 43, 75-96,
- Wallem, K.P., Anderson, C.B., Martínez-Pastur, G. & Lencinas, M.V. (2010). Using assembly rules to measure the resilience of riparian plant communities to beaver invasion in subantarctic forests. *Biological Invasions* 12, 325-335.
- Wallem, K.P. (2015). Taller regional en Los Ríos: Panorama regional de las EEI. "Consultoría para elaborar una propuesta de planes de acción regionales para la prevención y gestión de especies exóticas invasoras, en el marco del Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF", en el marco del Proyecto No 83266: "Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago Juan Fernández".
- Webb, S.D. (1991). Ecogeography and the Great American Interchange. *Paleobiology* 17, 266-280.
- Williamson, M. (1993). Invaders, weeds and the risk from genetically manipulated organisms. *Cellular and Molecular Life Science* 49, 219-224.
- 7.2 AVANCES EN LA GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN CHILE: UNA EXPERIENCIA PILOTO**
- Armesto, J.J. et al. (2007). Towards an ecological restoration network: Reversing land degradation in Latin America. *Frontiers in Ecology & the Environment* 5, 1001-1004.
- Armesto, J.J. et al. (2009). Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile: pp 537-567. En Cerda, A., Robichaud, P. & Primlani, R. (Eds). *Restoration strategies after forest fire*. USA: Science Publishers
- Aronson, J., Milton, S.J. & Blignaut, J.N. (Eds) (2007). *Restoring natural capital: science, business and practice*. USA: Island Press.
- Aronson, J. et al. (2010). Are socio-economic benefits of restoration adequately quantified? A meta analysis of recent papers (2000-2008) in *Restoration Ecology* and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology* 18, 143-154.
- Bannister, J.R., Coopman, R., Donoso, P. & Bauhus, J. (2013). The importance of microtopography and nurse canopy for successful restoration planting of the slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*. *Forests* 4, 85-103.
- Bannister, J., Wagner, S., Donoso, P. & Bauhus, J. (2014). The importance of seed trees in the dioecious conifer *Pilgerodendron uviferum* for passive restoration of fire disturbed southern bog forests. *Austral Ecology* 39, 204-213.
- Bauhus, J., Puettmann, K. & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258, 525-537.
- Bradshaw, A.D. (1983). The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20, 1-17.
- Benayas, J.M. (2005). Restoration after land abandonment. En Mansourian, S., Vallauri, D. & Dudley, N. (Eds). *Forests restoration in landscapes: beyond planting trees*. New York: Springer.
- Benayas, J., Bullock, J. & Newton, A. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 329-336.
- Benayas, J.M., Newton, A.C., Díaz, A. & Bullock, J.M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325, 1121-1124.
- Bullock, J.M., Pywell, R., Coulson, S.J., Nolan, A.M. & Caswell, H. (2002). Plant dispersal and colonisation processes at local and landscape scales: pp 279-302. En Bullock, J.M., Kenward, R.E. & Hails, R. (Eds). *Dispersal ecology*. Oxford: Blackwell Science.
- Bustamante-Sánchez, M.A., Armesto, J.J. & Halpern, C.B. (2011). Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology* 99, 288-299.
- Bustamante-Sánchez, M.A. & Armesto, J.J. (2012). Seed dispersal limitation during early forest succession in a rural landscape on Chiloé Island, Chile. *Journal of Applied Ecology* 49, 1103-1112.
- Clewell, A.F. & Aronson, J. (2013). *Ecological restoration. Principles, values, and structure of an emerging profession*. USA: Island Press.
- Comín, F.A. (Ed) (2010). *Ecological restoration: a global challenge*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Díaz, M.F. & Armesto, J.J. (2007). Physical and biotic constraints on tree regeneration in secondary shrublands of Chiloé Island, Chile. *Revista Chilena De Historia Natural* 80, 13-26.
- Díaz, M.F., Bigelow, S. & Armesto, J.J. (2007). Alteration of the hydrologic cycle due to forest clearing and its consequences for rainforest succession. *Forest Ecology and Management* 244, 32-40.
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. (1997). Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277, 515-522.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A. & Newton, A.C. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130, 481-494.
- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Rey-Benayas, J.M. & Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16, 426-439.
- Egan, D., Hjerpe, E.E. & Abrams, J. (2011). Human dimensions of ecological restoration: integrating science, nature, and culture. Washington: Island Press.
- Fuentes, E.R., Hoffmann, A.J., Poisni, A. & Alliende, M.C. (1986). Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. *Oecologia* 68, 358-366.
- Fuentes-Castillo, T., Miranda, A., Rivera-Hutinel, A., Smith-Ramírez, C. & Holmgren, M. (2012). Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology and Management* 274, 38-47.
- González, M.E. (2005). Fire history data as reference information in ecological restoration. *Dendrochronologia* 22, 149-154.
- González, M.E., Veblen, T.T. & Sibold, J. (2005). Fire history of Araucaria-Nothofagus forests in Villarrica National Park, Chile. *Journal of Biogeography* 32, 1187-1202.
- González, M.E. & Veblen, T.T. (2007). Incendios en bosques de Araucaria araucana y consideraciones ecológicas al manejo de aprovechamiento en áreas recientemente quemadas. *Revista Chilena de Historia Natural* 80, 243-253.
- Hobbs, R.J. & Norton, D.A. (1996). Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4(2), 93-110.
- Hobbs, R.J. & Harris, J.A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9, 239-246.
- Hobbs, R.J., Walker, L.R. & Walker, J. (2007). Integrating restoration and succession: pp 168- 79 p. En Walker, L.R., Walker, J. & Hobbs, R.J. (Eds). *Linking restoration and ecological succession*. New York: Springer.
- Holl, K.D. & Aide, T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261, 1558-1563.
- Holling, C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1-23.
- ITTO-IUCN. (2005). Restoring forest landscapes: an introduction to the art and science of forest landscape restoration. Yokohama, Japón.
- Lee, M. & Hancock, P. (2011). Restoration and stewardship volunteerism. En Egan, D., Hjerpe, E.E. & Abrams, J. *Human dimensions of ecological restoration: integrating science, nature, and culture*. Washington: Island Press.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F. & Poff, N.L. (1997). Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 291-300.
- Sarr, D., Puettmann, K., Pabst, R., Cornett, M. & Arguello, L. (2004). Restoration ecology: new perspectives and opportunities for forestry. *Journal of Forestry* 102, 20-24.
- Schiappacasse, I., Nahuelhual, L., Vásquez, F. & Echeverría, C. (2012). Assessing the benefits and costs of dryland forest restoration in central Chile. *Journal of Environmental Management* 97, 38-45.
- The Society for Ecological Restoration (SER) (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Versión 2.
- Schulz, J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J. & Rey-Benayas, J.M. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30, 436-447.
- Smith-Ramírez, C., Maturana, V. & Armesto, J.J. (2011). Willingness to restore with native species in rural communities of central Chile. En: Newton, A.C. & Tejedor, N. (Eds). *Principles and Practice of Forest Landscape Restoration: Case studies from the drylands of Latin America*. Gland: IUCN.
- Smith-Ramírez, C., Arellano, G., Hagen, E., Vargas, G., Castillo, J. & Miranda, A. (2013). El rol de *Turdus falcklandii* (Ave: Passeriforme) como dispersor de plantas invasoras en el archipiélago de Juan Fernández. *Revista Chilena de Historia Natural* 86, 33-48.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J. & Dumroese, R.K. (2014a). Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331, 292-323.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J., Williams, M.I., Dumroese, R.K. & Madsen, P. (2014b). Forest restoration paradigms. *Journal of Sustainable Forestry* 33, S161-S194.
- Suding, K.N., Gross, K.L. & Houseman, G.R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 46-53.

Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T. & Halle, S. (Eds) (2004). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Washington: Island Press.

Van Andel, J. & Aronson, J. (2006). *Restoration Ecology*. USA: Blackwell Publishing

Van De Wouw, P., Echeverría, C., Rey-Benayas, J.M. & Holmgren, M. (2011). Persistent Acacia savannas replace Mediterranean sclerophyllous forests in South America. *Forest Ecology and Management* 262(6), 1100-1108.

Vargas, R., Gärtner, S.M., Hagen, E. & Reif, A. (2013). Tree regeneration in the threatened forest of Robinson Crusoe Island, Chile: the role of small-scale disturbances on microsite conditions and invasive species. *Forest Ecology and Management* 307, 255-265.

Walker, L.R. & Del Moral, R. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Walker, L.R., Walker, J. & Hobbs, R.J. (Eds) (2007). *Linking restoration and ecological succession*. New York: Springer.

Weber, M.A. & Stewart, S. (2009). Public values for river restoration options on the Middle Rio Grande. *Restoration Ecology* 17, 762-771.

Whisenant, S.G. (1999). *Repairing damaged wildlands: a process orientated, landscape-scale approach*. Cambridge: Cambridge University Press.

WWF-IUCN (2000). *Forests reborn: A workshop on forest restoration*. En: WWF/IUCN International Workshop on Forest Restoration: July 3-5. Segovia, España.

Yin, R. & Zhao, M. (2012). Ecological restoration programs and payments for ecosystem services as integrated biophysical and socioeconomic processes—China's experience as an example. *Journal of Ecological Economics* 73, 56-65

Young, T.P., Chase, J.M. & Huddleston, R.T. (2001). Community succession and assembly: comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. *Ecological Restoration* 19, 5-18.

7.3.1 BANCOS DE GERMOPLASMA EN CHILE

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) (1992). Convenio sobre la Diversidad Biológica. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Obtenido en: <https://www.cbd.int/convention/text/>

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) (2002). *Estrategia Mundial para la Conservación de las Especies Vegetales*. COP 6 Decisión VI/9. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Obtenido en: <https://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7183>

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) (2010). *Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, que incluye las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Obtenido en: <https://www.cbd.int/sp/>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (1983). *International Undertaking on Plant Genetic Resources*. Resolution 8/83. Obtenido en: <ftp://ftp.fao.org/ag/cgrfa/iu/iutextE.pdf>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2013). *Normas para bancos de germoplasma de recursos fitogenéticos para la alimentación y la agricultura*. Roma. Obtenido en: <http://www.fao.org/3/a-i3704s.pdf>

León-Lobos, P., Way, M., Rosas, M., Sandoval, A. & Pritchard, H. (2010). The contribution of the Millennium Seed Bank Project to the Ex Situ Plant Diversity Conservation in Chile. *Kew Bull* 66, 595-601.

Ministerio del Medio Ambiente (MMA) (2016). *Comité de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente*. Obtenido en: <http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/>

OECD (2001). *Towards a Sustainable Future*. PAC/COM/NEWS(2001)48. The OECD Council at Ministerial level met on 16-17 May 2001. Obtenido en: <http://www.oecd.org/dataoecd/61/54/1900217.pdf>

Salazar, E., León-Lobos, P., Muñoz, C. & Rosas, M. (2006). *Estado de la Conservación Ex situ de Plantas Cultivadas y Nativas de Chile*. Boletín INIA N°156. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Fundación para la Innovación Agraria.

Seguel, I. et al. (2008). *Segundo Informe País sobre Estado de los Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura*. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Ministerio de Agricultura de Chile, FAO. Obtenido en: <http://www.fao.org/docrep/013/i1500e/Chile.pdf>

Torres, J. & Magni, C. (2012). *Conservación Ex Situ de Recursos Genéticos Forestales*. Capítulo 6: pp 151-163. En Ipinza, R., Barros, S., Gutiérrez, B., Magni-Díaz, C. & Torres, J. (Eds). *Recursos Genéticos Forestales De Chile: Catastro 2012*. INFOR.

7.3.2 EL ROL DE LOS JARDINES BOTÁNICOS EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

BGCI A CITES (1994). *Manual para Jardines Botánicos*.

BGCI (1989). *Resumen de la Guía de la Estrategia de los Jardines Botánicos para la Conservación*. (Producido por el BGCI con asesoría de WWF y la colaboración de FAO, UNESCO, UNEP, IBPGR)

BGCI (2012). International Agenda on conservation in botanic garden : Wyse Jackson and Sutherland 2000. Segunda edición.

Brooklyn Botanic Gardens N. York (1996). 3er Congreso Educación en Jardines Botánico.

Convenio Internacional sobre la Diversidad Biológica (ONU) (1992).

Gómez Miliani, C. (2001). El rol de los jardines botánicos para conservación.

Publicaciones de BGCI (Organización Internacional para la Conservación en Jardines Botánicos)

Willison, J. (2006) Education for Sustainable Development: Guidelines for Action in Botanic Gardens, Botanic Gardens Conservation International, Richmond, UK

Rae, D., Massardo F., Gardner, M., Rozzi, R., Baxter, P., Armesto, J., Newton, A., Cavieres, L. (1999). Los Jardines Botánicos y la valoración de la flora de los bosques nativos de Chile. En: Revista Ambiente y Desarrollo. Centro de Investigación y Planificación del Medioambiente (CIPMA) Vol XV N° 3 septiembre 1999. P. 60-70.

Rinker, H. Bruce (2002). El Peso de un Pétalo: El Valor de los Jardines Botánicos Un artículo original de ActionBioscience.org, (American Institute of Biological Sciences.)

7.1 RESTURACIÓN DE ECOSISTEMAS.

Armesto, J.J. et al. (2009). Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile: pp 537-567. En Cerda, .A, Robichaud, P. & Primlani, R. (Eds). Restoration strategies after forest fire. USA: Science Publishers.

Aronson, J., Milton, S.J. & Blignaut, J.N. (Eds) (2007). Restoring natural capital: science, business and practice. USA: Island Press.

Bannister, J.R., Coopman, R., Donoso, P. & Bauhus, J. (2013). The importance of microtopography and nurse canopy for successful restoration planting of the slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*. *Forests* 4, 85-103.

Benayas, J., Bullock, J. & Newton, A. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 329-336.

Bustamante-Sánchez, M.A. & Armesto, J.J. (2012). Seed dispersal limitation during early forest succession in a rural landscape on Chiloé Island, Chile. *Journal of Applied Ecology* 49, 1103-1112.

Clewell, A.F. & Aronson, J. (2013). Ecological restoration. Principles, values, and structure of an emerging profession. USA: Island Press.

Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Rey-Benayas, J.M. & Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16, 426-439.

Fuentes-Castillo, T., Miranda, A., Rivera-Hutinel, A., Smith-Ramírez, C. & Holmgren, M. (2012). Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology and Management* 274, 38-47.

González, M.E. & Veblen, T.T. (2007). Incendios en bosques de *Araucaria araucana* y consideraciones ecológicas al madereo de aprovechamiento en áreas recientemente quemadas. *Revista Chilena de Historia Natural* 80, 243-253.

Hobbs, R.J. & Harris, J.A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9, 239-246.

Holl, K.D. & Aide, T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261, 1558-1563.

Lee, M. & Hancock, P. (2011). Restoration and stewardship volunteerism. En Egan, D., Hjerpe, E.E. & Abrams, J. Human dimensions of ecological restoration: integrating science, nature, and culture. Washington: Island Press.

McDonald, T., Gann, G. D., Jonson, J., & Dixon, K. W. (2016) International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.

Smith-Ramírez, C., Maturana, V. & Armesto, J.J. (2011). Willingness to restore with native species in rural communities of central Chile. En: Newton, A.C. & Tejedor, N. (Eds). Principles and Practice of Forest Landscape Restoration: Case studies from the drylands of Latin America. Gland: IUCN.

Smith-Ramírez, C., Arellano, G., Hagen, E., Vargas, G., Castillo, J. & Miranda, A. (2013). El rol de *Turdus falcklandii* (Ave: Passeriforme) como dispersor de plantas invasoras en el archipiélago de Juan Fernández. *Revista Chilena de Historia Natural* 86, 33-48

Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T. & Halle, S. (Eds) (2004). Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice. Washington: Island Press.

Vargas, R., Gärtner, S.M., Hagen, E. & Reif, A. (2013). Tree regeneration in the threatened forest of Robinson Crusoe Island, Chile: the role of small-scale disturbances on microsite conditions and invasive species. *Forest Ecology and Management* 307, 255-265.

