

# Humedales Costeros

DE LA REGIÓN DE COQUIMBO  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación



Carlos Zuleta-Ramos & Manuel Contreras-López (eds).



La publicación de este trabajo fue posible gracias al financiamiento otorgado por el Ministerio del Medio Ambiente y la Dirección de Investigación de la Universidad de La Serena.

**Editores Generales:**

Carlos Zuleta Ramos ([czuleta@userena.cl](mailto:czuleta@userena.cl))

Manuel Contreras López ([manuel.contreras@upla.cl](mailto:manuel.contreras@upla.cl))

**Editores Asociados:**

Víctor Bravo Naranjo

Marcela Robles Iriarte

Rubén Castillo Ortiz

**Concepto gráfico:** Cristián Ramírez Peralta & María Zuleta Barrientos

**Diseño y producción:** Cristián Ramírez Peralta & Carlos Zuleta Ramos

**Impresión:** Editorial Universidad de La Serena

©Universidad de La Serena, La Serena, Región de Coquimbo, Chile, 2019.

Todos los Derechos Reservados. Permitida la reproducción del texto citando la fuente. Prohibida toda reproducción de fotografías e ilustraciones sin autorización previa.

**Cómo citar este libro:**

Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (2019). Humedales Costero de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente. La Serena, Chile.

**Registro de Propiedad Intelectual Nº**

I.S.B.N.

**Palabras claves para registro y búsqueda del libro:**

Humedales Costeros, Región de Coquimbo, Zonas Aridas, Biodiversidad, Conservación.

# Humedales Costeros de Coquimbo

## Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación

Los estudios y datos presentados en este libro fueron obtenidos durante la ejecución del proyecto FPA-NAC-I-032-2014: **Ecología de los humedales costeros de Coquimbo: Biodiversidad, vulnerabilidades y Conservación**, financiada por el Fondo de Protección Ambiental del Ministerio del Medio y por el proyecto DIDULS 2018-2019: **Sustentabilidad & Sistemas Naturales de Chile Central**, de la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad de La Serena.

La Serena, Junio 2019.

Primera Edición Junio 2019

Se imprimieron 350 ejemplares

Impreso en Chile

# 1. SINOPSIS DE LOS HUMEDALES costeros de la Región de Coquimbo

Carlos Zuleta, Manuel Contreras-López, Marcela Robles,  
Víctor Bravo-Naranjo & Rubén Castillo.



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 1-28 (2018).  
Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio Medio Ambiente



## CAPÍTULO 1: SINOPSIS DE LOS HUMEDALES costeros de la Región de Coquimbo.

**Carlos Zuleta<sup>1</sup>, Manuel Contreras-López<sup>2</sup>, Marcela Robles<sup>3</sup>, Víctor Bravo-Naranjo<sup>1,4</sup> & Rubén Castillo<sup>5</sup>.**

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 2. Departamento de Computación e Informática, Universidad de Playa Ancha. 3. Departamento de Ciencias Sociales & Departamento Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de La Serena. 4. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile. 5. Departamento de Arquitectura, Universidad de La Serena.

**RESUMEN:** La región de Coquimbo posee un clima semiárido y alberga una red de humedales costeros de distintos tipos y tamaños. La Corriente de Humboldt, el Anticiclón del Pacífico Sur Oriental y el relieve costero se conjugan para definir los principales forzantes meteorológicos que determinan el régimen y balance hídrico de estos cuerpos de agua litorales: Una marcada estacionalidad de la temperatura, viento, radiación y precipitaciones; junto con una estabilidad de la humedad relativa. Sin embargo, en las últimas décadas se puede constatar una disminución de las precipitaciones y un aumento de la temperatura, con importantes fluctuaciones asociadas a la perturbación de El Niño, la Oscilación Multidecadal del Océano Pacífico y el Modo Anular del Sur (SAM) u Oscilación Antártica. Estos humedales presentan un fuerte contraste en sus balances hídricos, pasando de un invierno con baja evaporación, a una condición estival en la cual prácticamente desaparece el aporte superficial de agua y el sistema pasa a ser sostenido por reservas subterráneas. Algunos de estos sistemas presentan conexión con el mar, lo que representa ingresos intermitentes de agua de mar. De esta manera se configuran condiciones únicas que favorecen la existencia de una gran diversidad de humedales y en su biota asociada.

## INTRODUCCION

Los humedales son vitales para la supervivencia humana. Son uno de los entornos más productivos del mundo, y son cunas de diversidad biológica y fuentes de agua y productividad primaria de las que innumerables especies vegetales y animales dependen para subsistir (RAMSAR 2006). Pero, ¿qué entendemos por un humedal costero?. De acuerdo con la Real Academia Española de la lengua, un humedal es un terreno de aguas superficiales o subterráneas de poca profundidad. Una definición que nos aproxima a la fragilidad y el carácter efímero que tienen estos cuerpos de agua, pero que no profundiza en una importante cantidad de aspectos ecológicos y funcionales, que realmente definen lo que entendemos por humedal.

La definición de humedales que actualmente aplica la Convención de Ramsar, mayoritariamente aceptada por todos los países incluido Chile, señala que los ecosistemas de humedales son los pantanos y marismas, lagos y ríos, pastizales húmedos y turberas, oasis, estuarios, deltas y bajos de marea, zonas marinas próximas a las costas, manglares y arrecifes de coral, así como sitios artificiales como estanques piscícolas, arrozales, embalses y salinas (RAMSAR 2013). A su vez, la Convención clasifica los humedales en tres categorías: Humedales marinos y costeros, Humedales continentales, y Humedales artificiales.

Debemos observar aquí que la convención Ramsar define el concepto “ecosistemas de humedales”, en vez de “humedales”, pues un humedal es más que un simple cuerpo de agua somero. Los humedales se distinguen por la vida vegetal y animal que se ha adaptado especialmente a vivir en su entorno o dentro de ellos. Esta adaptación comenzó hace 450 millones de años a mediados del Paleozoico (Greb et al. 2006), cuando aparecieron las primeras plantas terrestres que eran moradores obligados de sustratos húmedos (Carrión & Cabezudo 2003). Es así como la Academia Nacional de Ciencias de Estados Unidos, define a los humedales como ecosistemas que dependen de la inundación o saturación de la superficie del sustrato, sea esta constante o temporal, la cual determina las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema (Fariña & Camaño 2012).

En Chile, el Decreto N° 771 de 1981 del Ministerio de Relaciones Exteriores, que promulgó en nuestro país la Convención de Ramsar, define humedal como “las zonas húmedas que dividen en áreas de ciénagas, pantanos, áreas de musgos o agua, sean estas naturales o artificiales, permanentes o temporales, de aguas estáticas o corrientes, frescas, con helechos o saladas, incluyendo zonas de agua de mar cuya profundidad no exceda de seis metros durante la marea baja”. Sin embargo, esta transcripción de la definición de humedales de la Convención Ramsar no corresponde exactamente al texto de la Convención. Una diferencia clara se da en la exclusión de los ecosistemas de turberas, que sí forma parte de la definición de la Convención (Vivanco 2017).

Otra definición la proporciona el Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales de la Ley N° 20.283, dictado por el Decreto N° 82 de 2010 del Ministerio de Agricultura, que estableció para efectos de dicho reglamento, que se entenderán como humedales los “ecosistemas asociados a sustratos saturados de agua en forma temporal o

permanente, en los que existe y se desarrolla biota acuática y, han sido declarados Sitios Prioritarios de Conservación, por la Comisión Nacional del Medio Ambiente, o sitios Ramsar. Para efectos de delimitación, se considerará la presencia y extensión de la vegetación hidrófila. Tratándose de ambientes que carezcan de vegetación hidrófila se utilizará, para la delimitación, la presencia de otras expresiones de biota acuática”. A su vez, la Estrategia Nacional sobre Humedales Costeros (MMA 2018), propone una definición operacional de humedales que los considera “ecosistemas asociados a sustratos saturados temporal o permanentemente de agua, los cuales permiten la existencia y desarrollo de biota acuática”.

Así, los humedales son muy diversos y difíciles de delimitar, particularmente los costeros que se distribuyen en zonas templadas con hidroperíodos muy variables (Figura 1.1). En términos generales, el agua es el elemento principal que define a un humedal, por lo tanto, se los asocia con áreas que se inundan temporalmente, donde la napa freática aflora en la superficie o en suelos de baja permeabilidad cubiertos por agua poco profunda. Así, los tres componentes comunes que definen estos ecosistemas (Fariña & Camaño 2012) son: 1). La presencia de agua, ya sea a nivel superficial o en la zona de raíces, 2). Condiciones únicas del suelo diferentes a las del resto del sustrato emergido y 3). La presencia de una biota característica adaptada a condiciones húmedas (como plantas hidrófitas) y, por lo tanto, ausencia de biota intolerante a las inundaciones.

Las funciones medioambientales o servicios ecosistémicos, descritas para los humedales en la Convención de Ramsar, son tan diversas como relevantes: y van desde el control de inundaciones, recarga de napas subterráneas, estabilización de costas y protección contra marejadas, retención y exportación de sedimentos y nutrientes; hasta la mitigación del cambio climático, depuración de aguas, recreación y turismo, valor cultural, reservorio de diversidad biológica, entre otros.

Los servicios ecosistémicos (Figura 1.2) que cumplen los humedales, se dividen en tres grupos principales (Tabla 1.1): a) provisión de servicios o productos, b) servicios de regulación, y c) servicios o beneficios no materiales (culturales) obtenidos de estos ecosistemas (MEA 2005).

Pero un humedal costero tiene características especiales asociadas a su cercanía al mar. Es por esto que entendemos por humedal costero a un ecosistema constituido por un cuerpo de agua en la superficie del suelo o cerca de ella, durante todo o parte del año, con suelos influenciados por la saturación de agua y con plantas adaptadas para vivir en condiciones de humedad total o parcial (Greb et al. 2006). Esto permite la asociación de una variada fauna de invertebrados y vertebrados, además de la flora, formando complejas redes tróficas. Debido a la condición costera de estos humedales, la biota debe ser capaz de adaptarse, entre otros factores, a variaciones de salinidad y volúmenes de agua, y desarrollar diferentes estrategias de resiliencia (Kirwan & Megonigal 2013). Esto permite que los humedales costeros y ecotopos adyacentes cumplan con varias funciones adicionales a las señaladas en la Tabla 1.1, entre ellas: 1). Disipación de energía, mitigando los efectos de tormentas y marejadas en zonas costeras, 2). Secuestro de carbono, 3). Transformación de nutrientes, 4).



**Figura 1.1:** Diferentes tipos de humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Criptohumedal de Los Choros, B). Charca temporal del secano de Huentelauquén, C). Estuario del Río Limarí, D). Humedal La Cebada, E). Estero Salinas Chica, F). Humedal ripario del Río Choapa, G). Humedal intermareal de playa y H). Estero temporal de Quebrada Los Choros.



**Tabla 1.1:** Principales servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas acuáticos del país (adaptado de MMA 2011).

Servicios de Suministro	Servicios de Regulación	Servicios Culturales
Productos obtenidos desde los ecosistemas	Beneficios de los procesos de regulación de los humedales	Beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas
Alimento	Regulación del clima	Espirituales y religiosos
Agua potable	Control de enfermedades	Recreación y turismo
Combustible	Regulación del agua	Estético
Fibra vegetal	Polinización	Inspiracional
Bioquímicos		Educativo
Recursos genéticos		Sentido de identidad
		Patrimonio cultural
Servicios de Soporte		
Servicios necesarios para la producción de todos los otros servicios del ecosistema		
Formación de Suelos	Ciclado de Nutrientes	Producción Primaria

Producción de materia orgánica y 5) Provisión de sitios de reproducción, crecimiento y descanso de innumerables especies nativas.

De acuerdo con estas definiciones, en la región de Coquimbo existen numerosos humedales costeros (Tabla 1.2), de diferentes tipos (Figura 1.1), la mayoría rurales y sin figura de protección oficial (ver Tabla 1.2); pero en el presente libro nos centraremos en tres tipos básicos ( Bengtsson et al. 2012):

- Estuarios, cuerpos de agua en las desembocaduras de ríos en el océano, generando una laguna influenciado por la marea, donde se mezclan aguas marinas y dulces, existiendo conexiones semi-permanentes, completas o parciales con en el mar, debido a la formación de barras de material sedimentario en la boca.
- Lagunas costeras, entendiéndolas como cuerpos de agua lenticos, generalmente dulces, conectadas esporádica o regularmente con el mar.
- Charcas estacionales, cuerpos de agua dulce, con un hidroperíodo muy variable, que se forman por precipitaciones estacionales, en depresiones superficiales, naturales o artificiales, y normalmente aislados de otros cuerpos de agua principales.

A pesar de la relevancia de sus beneficios para el bienestar humano, existen una serie de actividades antrópicas (ver Capítulo 8) que amenazan estas funciones (ver Tabla 1.3) como: la expansión urbana, el cambio de uso de suelo con fines agrícolas y comerciales, deforestación, quemas de vegetación ribereña, descarga de riles domiciliarios e industriales, contaminación difusa provenientes de insumos agrícolas (pesticidas y fertilizantes), desecación y relleno de los humedales, entre



**Figura 1.2:** Ejemplos de servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Provisión de pasto y agua para el ganado, B). Provisión de fibra y biomasa vegetal. C). Servicios educativos y culturales, D). Provisión de alimentos (peces), E). Provisión de agua para consumo humano, F). Provisión de algas en humedales de playa, G). Servicios recreativos y culturales.

otras. Estas amenazas se dividen en físicas cuando son capaces de alterar el sistema, cambiando su estructura y funcionamiento; biológicas cuando pueden afectar los componentes bióticos del sistema; y químicas cuando alteran la concentración y/o características de los compuestos químicos del sistema (Correa-Araneda et al. 2011). Cuando los componentes específicos del sistema (abiótico y/o biótico), sobrepasan la capacidad de carga del sistema (i.e. capacidad de procesamiento natural del ecosistema), se podría afectar grave e irremediablemente la integridad y funcionamiento del ecosistema acuático en su totalidad.

Para el caso de los humedales costeros de Coquimbo, a la lista de amenazas identificadas por el Ministerio del Medio Ambiente (ver Tabla 1.3), se deben agregar al menos, los tsunamis y las marejadas, junto con los efectos del cambio climático y la invasión de especies exóticas (ver Capítulo 7).

Sin embargo, para comprender la importancia de los humedales costeros de la Región de Coquimbo como objetos de conservación, necesitamos contextualizarlos en el ambiente que se emplazan y su naturaleza sistémica como corredor ecológico. Para ello primero abordaremos algunos aspectos de la geografía física de la Región que fuerzan a estos humedales y posteriormente describiremos algunas características particulares de estos sistemas acuáticos, que se desarrollan en los capítulos de este libro.

### **Caracterización de la Región de Coquimbo**

La Región de Coquimbo ( $29^{\circ}20'S$  -  $32^{\circ}15'S$ ) tiene una superficie de 40.579,90 km<sup>2</sup> (5,4% del territorio nacional) y supera los 750.000 habitantes, lo que corresponde al 4,3% de la población total del país (INE 2017). Su densidad es de 46,23 habitantes/km<sup>2</sup> lo que es inferior a la media nacional. Administrativamente se divide en 15 comunas, de las cuales 6 son costeras (La Higuera, La Serena, Coquimbo, Ovalle, Canela y Los Vilos). En conjunto estas 6 comunas albergan al 75,7% de la población regional, superando ampliamente la media nacional (25,8%) de ocupación litoral (INE 2017). De esta forma la ocupación humana de la Región de Coquimbo se caracteriza por una baja densidad, pero cuya población se concentra en sus comunas costeras, aumentando su densidad en esta zona a 62,06 habitantes/km<sup>2</sup> (Tabla 1.4).

Pero la ocupación costera regional no es homogénea. Esta se concentra en la conurbanización Coquimbo-La Serena, que supera los 450.000 habitantes (INE 2017), formando el cuarto núcleo urbano del país con respecto al tamaño poblacional y el tercero costero. Las otras comunas, en cambio, se caracterizan por una menor urbanización y emplazamientos costeros mucho más pequeños. Destacan las grandes diferencias entre los índices de densidad, urbanización y pobreza entre Coquimbo-La Serena y Canela-La Higuera (tabla 1.4). Mientras Coquimbo tiene una densidad que supera los 159 habitantes por kilómetro cuadrado, La Higuera, apenas tiene un habitante por kilómetro cuadrado. De esta forma se materializa la presión antrópica sobre los humedales costeros de la Región de Coquimbo (ver Capítulo 8), puesto que ellos se emplazan justamente en la zona más densamente poblada de la Región.

**Tabla 1.2:** Localización, tipo, condición y estado de protección (SN= Santuario de Naturaleza, SR= Sitio Ramsar) de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. En negrita se destacan aquellos que son estudiados en este libro.

Humedales Costeros	Localización (UTM)	Tipo Humedal	Condición	Protección
<b>La Boca</b>	<b>6755829 - 270449</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
<b>Saladita</b>	<b>6698658 - 278822</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
<b>Río Elqui</b>	<b>6690791 - 280531</b>	<b>Estuario</b>	<b>Urbano</b>	<b>NO</b>
Laguna del Mar	6690025 - 280553	Laguna artificial	Urbano	NO
<b>Estero Culebrón</b>	<b>6683183 - 275947</b>	<b>Estero</b>	<b>Urbano</b>	<b>NO</b>
La Herradura	6680593 - 272597	Estero	Urbano	NO
Piscina Las Tacas	6668931 - 271373	Laguna artificial	Urbano	NO
<b>Lagunillas</b>	<b>6665697 - 271745</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
<b>Estero Tongoy</b>	<b>6650134 - 260390</b>	<b>Estero</b>	<b>Urbano</b>	<b>NO</b>
<b>Salinas Chica</b>	<b>6647426 - 258949</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>SN - SR</b>
<b>Salinas Grande</b>	<b>6645495 - 255839</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>SN - SR</b>
<b>Pachingo</b>	<b>6644832 - 252674</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>SN - SR</b>
Puerto Aldea	6644878 - 249357	Laguna costera	Rural	NO
Tangué	6640606 - 253376	Laguna costera	Rural	NO
<b>Río Limarí</b>	<b>6597504 - 241499</b>	<b>Estuario</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
<b>La Cebada</b>	<b>6570040 - 247056</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
<b>El Teniente</b>	<b>6566711 - 247282</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
Mantos de Hornillo	6555312 - 247391	Laguna costera	Rural	NO
Laguna Amolanas	6543434 - 248397	Laguna costera	Rural	NO
Totalal	6532076 - 250866	Laguna costera	Rural	NO
Pto. Oscuro 1	6521637 - 254835	Charca	Rural	NO
Pto. Oscuro 2	6521442 - 254718	Charca	Rural	NO
Pto. Oscuro 3	6520621 - 253567	Charca	Rural	NO
Laguna Temporal-1	6508518 - 261493	Charca	Rural	NO
Laguna Temporal-2	6500231 - 256133	Charca	Rural	NO
<b>Río Choapa</b>	<b>6498342 - 257541</b>	<b>Estuario</b>	<b>Urbano</b>	<b>SR</b>
Laguna Temporal-3	6499207 - 258980	Charca	Rural	NO
Laguna Temporal-4	6498725 - 258949	Charca	Rural	NO
Laguna Temporal-5	6497727 - 258896	Charca	Rural	NO
<b>Chigualoco</b>	<b>6484235 - 261708</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
<b>Laguna Conchalí</b>	<b>6470051 - 263789</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>SN - SR</b>
Tranque	6460132 - 265349	Laguna artificial	Rural	NO
Charca Caleta Totalalillo	6454712 - 263906	Charca	Rural	NO
Palo Colorado	6454083 - 263053	Laguna interior	Rural	NO
<b>Quilimarí</b>	<b>6443824 - 263173</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>
Las Picudas	6441484 - 266444	Laguna interior	Rural	NO
<b>Pichidangui</b>	<b>6441398 - 261756</b>	<b>Laguna costera</b>	<b>Rural</b>	<b>NO</b>

**Tabla 1.3:** Principales amenazas a los humedales de Chile continental (MMA 2011).

AMENAZAS	DESCRIPCIÓN
<b>FISICAS</b>	<p>Alteración dinámica barra terminal en humedales costeros, y por lo tanto, entorpecimiento de conexión con sistemas hídricos salinos.</p> <p>Extracción y modificación de caudal de agua superficial de tributarios (ej. Efecto de camino costero).</p> <p>Incendios de formaciones vegetales. Quema de vegetación ripariana.</p> <p>Extracción agua subterránea y superficial.</p> <p>Drenaje de zonas de humedales, por ejemplo explotación de turberas.</p> <p>Sedimentación de ecosistemas de humedales.</p> <p>Variación de temperatura de los cuerpos de agua.</p> <p>Alteración del flujo y residencia del agua.</p> <p>Expansión de zonas urbanas.</p>
<b>BIOLOGICAS</b>	<p>Pastoreo y ramoneo en zonas de humedales.</p> <p>Eutroficación por fecas y orines. Proliferación de algas tóxicas.</p> <p>Depredadores domésticos (gatos y perros) que afectan fauna nativa, especialmente avifauna.</p> <p>Simplificación y fragmentación de ecosistemas circundante, y pérdida de biodiversidad;</p> <p>Deforestación vegetación ripariana. Extracción biomasa (leña).</p> <p>Introducción especies exóticas, por ejemplo, rana africana (<i>Xenopus laevis</i>) en humedales como el Yali.</p>
<b>QUIMICAS</b>	<p>Contaminación difusa proveniente del uso de agroquímicos (fertilizantes, pesticidas) en la agricultura.</p> <p>Descarga de riles (urbanos e industriales) con alta concentración de nutrientes y sales.</p> <p>Descarga de metales pesados.</p>

Los principales rasgos de la geografía física de la Región de Coquimbo son la existencia de tres importantes valles transversales: Elqui, Limarí y Choapa, que sustentan el desarrollo de la actividad agrícola y el consumo humano de la región (tabla 1.5). La Cordillera de los Andes se presenta bastante alta y maciza, con alturas que superan los 6.000 metros. Hacia el sur las alturas comienzan a decrecer, predominando las cimas entre 3.000 y 4.000 metros. Al mismo tiempo, la cordillera en esta región se desplaza hacia el poniente acercándose mucho a la costa. A la latitud de Illapel se presenta la parte más angosta del territorio nacional con 95 kilómetros de ancho entre el litoral y la frontera con Argentina. Al poniente de la cordillera y de norte a sur el relieve es muy accidentado por la presencia de cordones o sierras montañosas que se desprenden del conjunto andino hasta entrar en contacto con las planicies litorales, alternándose con los valles transversales. Las alturas promedio de estos

cordones varían entre 600 y 1.200 metros y se encuentran separados por los valles de los ríos Elqui, Limarí y Choapa (Cepeda et al. 2000).

Así, los humedales costeros de la región de Coquimbo se emplazan en planicies litorales (Figura 1.3). El valle del Elqui, que es uno de los más anchos y largos, se ubica hacia el norte de la región, mezclándose en la costa con las planicies, las que penetran hacia el interior donde se emplaza la ciudad de La Serena, cuya temprana fecha de fundación en 1544, explica porque este valle es uno de los más intervenidos por la acción humana.

Las planicies litorales en la Región de Coquimbo, se presentan con amplio desarrollo y su modelado penetra hacia el interior, formando franjas de hasta 40 kilómetros de ancho, su altura varía hacia el nivel del mar y 200 msnm. En la desembocadura del río Elqui, Guanaqueros y la bahía de Tongoy se manifiestan, pero al sur desaparecen para dar paso a los relieves altos de Talinay, cuya principal característica es la costa elevada y abrupta que va descendiendo hacia el sur, donde nuevamente aparecen las planicies costeras (ver Figura 1.3). Es en estas planicies del sur de la Región donde se emplazan las charcas estacionales (ver Capítulo 6). Una de las mayores características de la costa sur de la región es la presencia de extensos campos de dunas litorales al norte de Los Vilos.

En el sector centro de la región se encuentra el valle del río Limarí, este valle es estrecho, presentándose encajonado en su curso superior, con laderas de pendientes muy abruptas, y actualmente su cauce se encuentra regulado artificialmente mediante embalses. Al sur se encuentra el valle del río Choapa, siendo el más estrecho. En su curso medio se encajona para posteriormente formar un amplio sector de terrazas fluviales en su desembocadura.

En el litoral de la Región de Coquimbo y al norte del río Elqui, predominan los farellones costeros (Figura 1.4b), que recorren toda la costa del país, desde la frontera con Perú hasta la región de Coquimbo, cubriendo una extensión lineal estimada en 1.600 kilómetros. Este farellón se levanta desde el nivel del mar hasta los 1000 metros en el norte de Chile, descendiendo paulatinamente hacia el Sur. Desde Taltal hasta la Región de Coquimbo, el farellón es más bien deprimido. En toda su extensión, el acantilado costero está bien conservado y se interrumpe esporádicamente por quebradas secas que llegan hasta el mar (Borgel 1982).

Pequeños episodios regresivos han formado estrechas terrazas al pie del farellón costero que presentan diferentes alturas. Araya-Vergara (1972) propone que la costa entre el límite con Perú y la desembocadura del río Elqui es de tipo abrasivo-tectónica. Tal como ya hemos mencionado, desde La Serena al sur, la planicie costera alcanza un importante desarrollo (figura 1.4b). Entre Tanguay y cerro Blanco, al Sur de Bahía Tongoy, ésta se extiende 30 kilómetros al interior del continente. El avance al oeste de un cordón transversal desprendido al occidente de Combarbalá, determina una disminución momentánea de la planicie, la que, interrumpida por espacio de 40 kilómetros, vuelve a presentarse al sur de Angostura, aunque con menor vigor que en la zona de Tanguay. En general, la planicie litoral alcanza mayor extensión en las desembocaduras de los ríos y quebradas importantes, lo que en

**Tabla 1.4:** Evolución demográfica y caracterización actual de las comunas costeras de la Región de Coquimbo (Fuente: INE 2017).

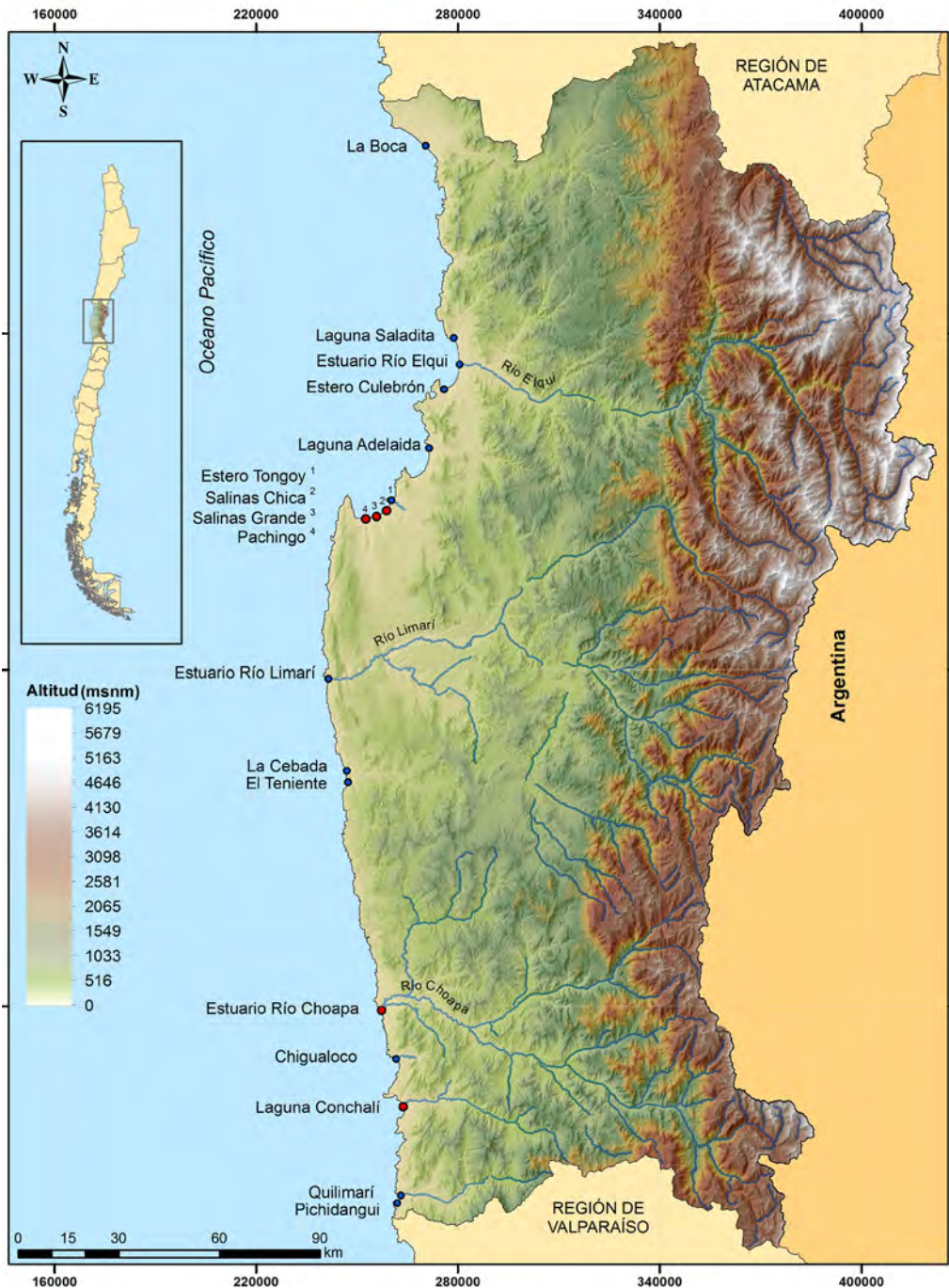
Comuna	Tamaño (km <sup>2</sup> )	Urbano (%)	Pobreza (%)	Densidad (hab/km <sup>2</sup> )	Censo 2017	Censo 2012	Censo 2002	Censo 1992	Censo 1982
La Higuera	4.158	0,21	23,2	1,02	4.241	4.433	3.721	3.498	3.648
La Serena	1.893	0,91	12,8	117	221.054	204.204	160.148	120.816	95.118
Coquimbo	1.429	0,93	12,8	159	227.730	215.693	163.036	122.766	91.997
Ovalle	3.835	0,72	15,7	29	111.272	116.017	98.089	84.982	72.825
Canela	2.197	0,18	37,5	4,14	9.093	9.886	9.379	10.140	SD
Los Vilos	1.861	0,78	24,9	11,5	20.391	19.668	17.453	15.805	12.546

parte acusa interacciones continentales y marinas (Borgel, 1982).

De acuerdo con su origen, las terrazas marinas comprendidas entre La Serena y el Río Limarí corresponden a la serie fluviomarina, con abundantes rípios y material calcáreo. Condiciones parecidas, aunque menos potentes y de estrecho desarrollo, se presentan entre la Quebrada Matagorda y Playa Hacienda Agua Amarilla, al norte de Los Vilos. El resto de la costa se inscribe como una planicie litoral marina, con ligeras excepciones en Huentelauquén, Quilimarí y La Ligua, donde los aportes continentales son importantes, restableciéndose una moderada serie fluviomarina (Borgel 1982). Entre los valles de Elqui y Aconcagua, los llanos de sedimentación fluvial ocupan los cursos medios de los ríos Elqui, Limarí, Choapa, Petorca, La Ligua y Aconcagua. Estos sistemas fluviales han sido capaces de generar playas de sedimentación fluvial, producto de la desagregación del granito costero y debido a que el ciclo anual de precipitaciones es de gran irregularidad (Borgel 1982).

En el litoral de la Región de Coquimbo, las mareas son micromareales es decir tienen amplitudes inferiores a 2m entre la pleamar y bajamar (SHOA 2016). El oleaje incidente es principalmente SW, con alturas de olas que alcanzan 2.3 m y períodos de 8 a 13 segundos (Beyá et al. 2016). En la Región, se identifican 31 formas dunares y 113 humedales de playas (Winckler et al. 2018). La mayoría de las playas (60%) se encuentran emplazadas en el litoral de las comunas de Ovalle y Canela. Se trata de pequeñas playas de rodados, asociadas a desembocaduras de esteros y quebradas. Sin embargo destacan las extensas playas de arena de Los Choros, La Serena-Coquimbo, Guanaqueros, Bahía Barnes y las de Bahía de Tongoy.

La Región de Coquimbo presenta diversos climas, destacando en su zona costera el tipo estepárico costero o nuboso, cuya influencia llega hasta el interior unos 40 kilómetros, por medio de los valles transversales y quebradas. Su mayor característica es la abundante nubosidad; humedad, temperaturas moderadas, con un promedio de precipitaciones de 130 mm anuales y un período seco de ocho a nueve meses. Es una región de transición climática ya que se encuentra entre las zonas desérticas y templada mediterránea (Sarricolea et al. 2017). Además, la complejidad orográfica, las grandes alturas que alcanza la cordillera de Los Andes y su proximidad a la costa, se conjugan para aumentar la variabilidad climática de este sector (Montecinos et



**Figura 1.3:** Localización geográfica de los humedales costeros en las planicies litorales de la Región de Coquimbo estudiados en este libro y sus principales afluentes. Note que sólo los ríos principales tienen su origen en la parte andina de sus cuencas. En rojo se destacan los humedales con protección oficial (Santuarios de la Naturaleza y Sitios Ramsar).



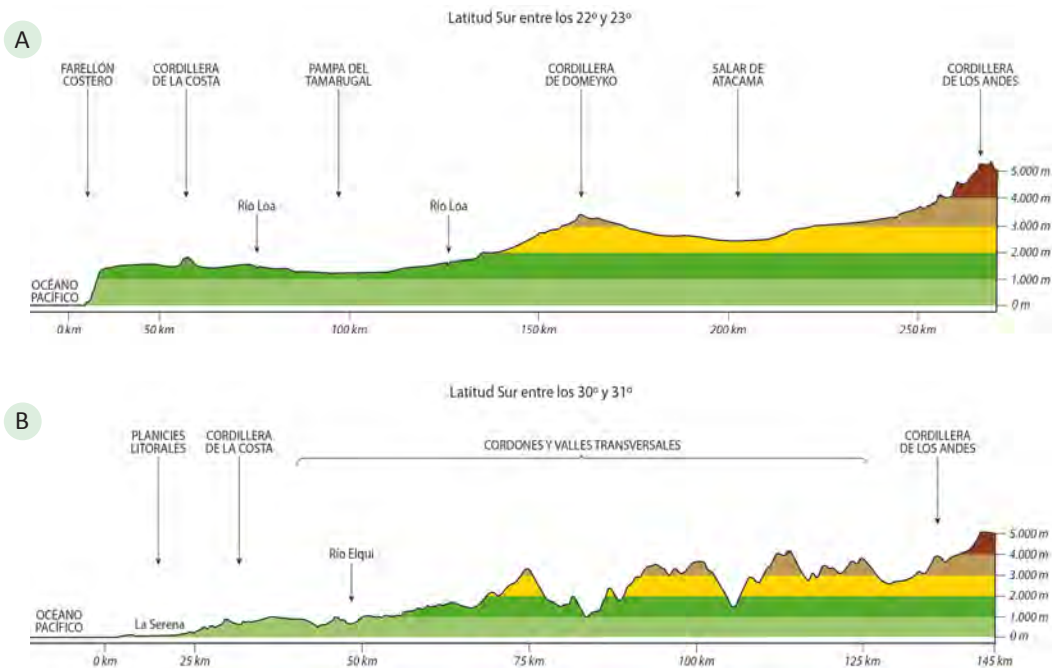
**Tabla 1.5:** Principales cuencas, altitud de origen, extensión de la hoya hidrográfica, tributarios y usos de los recursos hídricos de la Región de Coquimbo (Fuente: BCN, SF).

Cuenca	Origen (msnn)	Extensión hoya (km <sup>2</sup> )	Gasto Medio (m <sup>3</sup> /seg)	Tributarios principales	Usos
Río Elqui	815	794	15	ríos Turbio y Claro	Regadío y consumo humano de las principales ciudades de la Región: La Serena, Coquimbo y Vicuña
Río Limarí	SD	11.927	25	ríos Hurtado, Grande y Guatulame	Riego de cultivos y producción energía hidroeléctrica (se encuentra regulado por los embalses Recoleta, La Paloma y Cogotí).
Río Choapa	1.000	8.239	30	ríos Tocornal e Illapel	Regadío cultivos

al. 2016). Esta zona se caracteriza por la frecuente ocurrencia de neblinas costeras producto de la intersección entre una cubierta bien desarrollada de estratocúmulos con la prominente topografía del área (Garreaud et al. 2008). Como veremos en el Capítulo 2, este clima es regulado por la acción conjunta del Anticiclón Permanente del Pacífico Sur, la influencia del sistema de corrientes de Humboldt, la ocurrencia de eventos El Niño (ENOS) y la variabilidad multidecadal del océano Pacífico. En el mismo capítulo se abordará los efectos que el cambio climático actual, podría estar ejerciendo sobre el clima de la Región y en última instancia en los humedales costeros de Coquimbo (ver Capítulo 7).

La vegetación costera de la Región se caracteriza por una estepa arbustiva abierta con predominio de espinos (*Acacia caven*) con modificaciones particulares en varias zonas, debido a factores climáticos y topográficos (Cepeda et al. 2000). Así, la mayoría de los humedales costeros estudiados se encuentran en la formación vegetal del Matorral Desértico (ver Capítulo 4). También, en las planicies litorales podemos observar un matorral arbustivo costero poco denso con cactáceas, espinos y un cubierta herbácea rala (Luebert & Pliscoff 2006). La abundante nubosidad que se presenta en la costa sur de la bahía de Tongoy y al norte del río Limarí, permite la subsistencia de los bosques relictos de Fray Jorge y Altos del Talinay (Squeo et al 2004), con especies como olivillos, canelos y litres. Al interior de la Región, específicamente al norte de La Serena, se presenta una estepa arbustiva xérica, con matorrales, cactáceas y hierbas anuales. Hacia el sur aparecen especies mesófilas como boldo, peumo, chañar, molle y algarrobo (Luebert & Pliscoff 2006).

Así, los humedales costeros de la Región de Coquimbo, se localizan en una zona biogeográficamente diversa y compleja. Pero ¿cuáles son los elementos particulares de los humedales de la Región que la caracterizan y definen su ecología, la respuesta es bastante compleja y corresponde al propósito de este libro. Se identifican al menos los siguientes elementos que serán desarrollados y profundizados en los capítulos siguientes:



**Figura 1.4:** Perfiles topográficos en dos puntos del norte de Chile: A). En la Región de Antofagasta, a nivel de la desembocadura del Río Loa. B). En la región de Coquimbo, a nivel de la ciudad de La Serena. Fuente: MINEDUC (2018).

### Humedales insertos en un paisaje árido

Los humedales no se distribuyen uniformemente dentro de las tierras áridas y semiáridas del planeta. Son raros en regiones hiperáridas (menor a 6% de superficie total) y más numerosos en las regiones templadas y subhúmedas. En algunas partes de dichas regiones pueden ser la característica dominante del paisaje (e.g los humedales andinos del norte de Chile). Varios inventarios de humedales indican que la mayoría de ellos se encuentran en la zona norte del planeta y en regiones bien irrigadas (Mitsch 1998) y apuntan a su escasez en regiones secas (hiperáridas a semi-áridas). Algo similar, ocurre en nuestro país, donde los humedales (i.e. lagos y ríos) se concentran en la zona Sur y Austral de Chile (Figueroa et al. 2016), mientras que en la zona norte destacan sólo los humedales andinos (Ahumada et al. 2011, Suárez-Delucchi 2016), algunos ríos y pequeños arroyos (Figueroa et al. 2016). Tales inventarios, aunque son válidos en forma general, desconocen la mayor diversidad de los humedales que se desarrollan en las tierras secas, así como la gran cantidad y amplia distribución de estos ecosistemas, que aunque con frecuencia están secos, contienen agua estacional o episódica, en forma superficial o subterránea (Williams 1999, Ahumada et al. 2011).

Una característica distintiva de los humedales en las zonas áridas es que son más diversos que en otros biomas más húmedos (Williams 1998), que generalmente contienen agua dulce y son permanentes. En cambio, los humedales en las tierras secas, pueden ser frescos o salinos (3 a más de 300 gL<sup>-1</sup>), según su origen pueden

ser ribereños, tectónicos o volcánicos (Williams 2005), la fuente de agua de estos sistemas es variada (superficial, subterránea), así como la frecuencia, el tiempo y la duración del relleno de los humedales (D'Odorico & Porporato 2006a). Los humedales permanentes o temporales (y dentro de esta categoría, intermitentes o estacionales, así como episódicos, es decir, rellena de forma impredecible) son también característicos de las zonas áridas (Williams 1999). La ausencia de glaciación del pleistoceno, en la mayoría de las zonas áridas y semiáridas, implica que casi todos sus cuerpos de agua son relativamente poco profundos (Williams 2005). Las regiones áridas se caracterizan por una baja precipitación anual y altas temperaturas que causan una evapotranspiración muy alta, que acelera la desecación del agua superficial (D'Odorico & Porporato 2006b). Así, las pérdidas de agua por evaporación desde un humedal pueden llegar a ser el factor limitante de su balance hídrico en zonas áridas o semi-áridas.

En Chile, especial interés científico y social tienen aquellos humedales situados en el norte y centro del país, entre otras razones, porque en ellas se concentran la mayor diversidad de tipos de humedales (Vidal-Abarca et al. 2000), desde criptohumedales a sistemas con lámina de agua libre permanente de diferentes tamaños (Figura 1.5), pasando por cuerpos acuáticos temporales (ver Capítulo 6). Así, una gran variedad de humedales existen en la Región de Coquimbo (ver Figura 1.1), que albergan una variada biota (ver Capítulo 3, 4 y 5) y proveen valiosos servicios (ver Figura 1.2) para las comunidades circundantes, desde las primeras hasta las recientes ocupaciones humanas que se desarrollaron en nuestra costa (ver Capítulo 9).

### **Valiosos para el hombre y la naturaleza**

Muchos de los valores y servicios ecosistémicos descritos para los humedales de otros lugares del mundo (UNEP 2006), también pueden atribuirse a los humedales áridos y semiáridos del país. De hecho, muchos de estos valores a menudo se acrecientan dada la naturaleza árida del entorno circundante. Por lo tanto, los humedales costeros de la Región de Coquimbo, no sólo son importantes económicamente (como fuente y reservorios de agua, alimentos, biomasa vegetal), sino también científicamente, ya que varias especies nativas y endémicas de Chile se han descrito dentro o adyacente a estos ecosistemas (e.g. Spotorno et al. 2013, De Los Rios et al. 2019). También son importantes ambientalmente como parte del ciclo hidrológico regional, y para la conservación de ecosistemas poco representado en el Sistema Nacional de Áreas protegidas del Estado a nivel regional.

La mayoría de los valores de los humedales salinos y frescos en las zonas áridas son comunes a ambos, pero algunos servicios están restringidos a uno de ellos. Para los humedales de agua dulce de la Región, el uso directo del agua para la ganadería (Figura 1.2A), el riego (Figura 1.6) y para el consumo humano (Figura 1.2E) son ejemplos obvios. En el pasado, los humedales costeros de la zona albergaron las poblaciones de cazadores-recolectores que explotaban los abundantes recursos alimenticios presentes en el litoral y cuyos vestigios pueden ser apreciados en los conchales, petroglifos y otros restos arqueológicos emplazados en las dunas costeras de la Región (Costa-Junqueira 2001, Ampuero 2010, Jackson et al. 2002).

En la actualidad, gran parte de las comunidades humanas que habitan en la zona litoral de la Región de Coquimbo, obtienen parte del agua a través de pozos en acuíferos subterráneos que alimentan a los humedales costeros como Los Choros o Salinas Grande (Zuleta & Bravo 2018). Otros como el caso de Pachingo o Huentelauquén, directamente de aguas superficiales. El agua se utiliza principalmente para consumo humano (Agua Potable Rural), la mantención de ganado ovino y caprino, además del regadío de pequeños campos dedicados a la agricultura tradicional.

Cabe desatacar que los humedales costeros de la región, pueden constituir polos de desarrollo para las comunidades humanas del litoral, las que en su mayoría vive en la pobreza y de la explotación de los recursos marino-costeros. Así, por ejemplo, los humedales del sitio Ramsar Bahía de Tongoy, poseen importantes características naturales y paisajísticas que han favorecido el desarrollo del turismo, el que se enfoca principalmente en la observación de aves, y en la fotografía de paisaje, flora y fauna. Su entorno natural, que incluye los humedales de la zona, el entorno agrícola rural y las construcciones típicas de la zona (barro y totora), son un elemento patrimonial de importancia para todas las personas oriundas de Tongoy (Zuleta & Bravo 2018).

El patrimonio social y cultural de los humedales costeros de la Región de Coquimbo, dicen relación con la valoración de la zona litoral por los habitantes locales, y cómo éste otorga una fuerte identidad a las comunidades. Existe una mayor valoración del entorno natural por sobre otros lugares, como un elemento de construcción patrimonial tangible e intangible en las distintas localidades (caletas, comunidades agrícolas, pequeños poblados, bahías, haciendas agrícola-ganaderas y balnearios, entre otros). Así por ejemplo, los adultos mayores de Las Salinas de Huentelauquén poseen una visión histórica y más acabada del territorio (Alfaro et al. 2012). Ellos perciben una disminución notoria de las precipitaciones en la zona que agudiza la degradación de los terrenos y exacerba los efectos negativos para la agricultura, la ganadería de secano y la pérdida de la biodiversidad local, en especial en la abundancia y riqueza de las aves nativas (Zuleta & Piñones 2015). Para el caso de Tongoy, sus pobladores también se caracterizan por tener un fuerte arraigo con la naturaleza y los ecosistemas naturales de la zona. Esta se ha manifestado a través de pinturas que retratan la historia natural del lugar y en la conformación de varias organizaciones sociales, que comenzaron a enfrentar la problemática de la protección de los humedales y su biodiversidad (Zuleta & Bravo 2018).

### **Pequeño tamaño & alta biodiversidad**

La mayoría de los humedales en las tierras áridas del planeta, del país y la Región son pequeños (ver Tabla 1.6) y poco profundos (menor 0,5 a 5 m). Sin embargo, estos no parecen ser mucho menores que los humedales de las regiones templadas (Meybeck 1995, D'Odorico & Porporato 2006a). Paradójicamente, algunos de los lagos (y ríos) más grandes del mundo ocurren en las tierras secas. La explicación es que todos son alogénicos y extraen suministros de regiones bien regadas o de mayor precipitación (Williams 2000). Así por ejemplo, el río Loa, uno de los más largos de Chile y emplazado en pleno desierto de Atacama, tiene agua permanente en toda su extensión, debido a que se alimenta de las precipitaciones nivales de



**Figura 1.5:** Humedal costero La Cebada del secano semi-árido de la provincia del Choapa. Note su pequeño tamaño y la matriz de dunas que lo rodea.

la cordillera de Los Andes. Sin embargo, no sólo el tamaño y localización de los humedales costeros, sino también su conectividad estructural y funcional son importantes para que estos ecosistemas puedan mantener sus funciones y servicios ecosistémicos (ver Capítulo 7).

Obviamente el tamaño del humedal es una característica importante del sistema, donde los humedales más grandes tienen mayor riqueza y diversidad de especies que los humedales más pequeños (Tabla 1.7). Sin embargo, los humedales pequeños de la Región también tienen una alta riqueza de aves, como también de mamíferos y reptiles (ver Capítulo 3). Así, por ejemplo, el estuario del Río Choapa que es uno de los humedales más grandes de la Región, presenta una riqueza de aves ligeramente mayor que los otros estuarios y humedales de la zona (Tabla 1.7). En cambio, La Cebada es el humedal más pequeño de la Región, pero tiene una riqueza de aves importante y del orden de magnitud de humedales que lo duplican o triplican en tamaño (ver Tabla 1.7). Aparte del valor de los pequeños humedales como sitios de alta biodiversidad (ver Capítulo 6), una función importante desempeñada por ellos en las zonas áridas, es la de proveer sitios para la alimentación, cría y el refugio de aves acuáticas (Kingsford & Halse 1998). Muchos lagos salados son importantes a este respecto (Wurtsbaugh et al. 2017), como por ejemplo los flamencos de los salares altoandinos (Ramsar & EHAA 2008).

Otros humedales, salinos o frescos, concentran igualmente grandes números de aves de diferentes especies, particularmente migratorias. Por ejemplo, Mar Chiquita, Argentina, se encuentra en la ruta de migración de miles de aves acuáticas que se desplazan entre América del Norte y del Sur (Bucher & Herrera 1981). Esto



**Figura 1.6:** Servicios de provisión (agua para riego y ganadería menor) del sitio Ramsar Las salinas de Huentelauquén, que sostiene la agricultura familiar de esta comunidad.

supone, una alta productividad de los humedales y una condición energética excepcional para la mantención de estas poblaciones (Victoriano et al. 2006). Esto guarda relación en parte con el tamaño del humedal (Paracuellos 2005) y el grado de protección en que se encuentra. Pero la mayoría de los humedales semiáridos son pequeños y suelen estar intercalados con otros grandes, por lo que la pérdida de humedales pequeños implica una mayor distancia entre los restantes, y por lo tanto, disminuye la posibilidad de supervivencia a nivel metapoblacional (Deane & He 2018).

La formación de lagunas costeras sobre terrazas marinas y con eventual conexión al mar, dan origen a un sistema complejo de humedales en la zona semiárida del país, que fuera de su reconocida importancia como refugio para las aves, han sido poco estudiados para los otros componentes de su biodiversidad. Así, los humedales costeros de la Región de Coquimbo, albergan una flora y fauna de interés, con alta diversidad de especies (Tabla 1.7). Estos humedales, además de corresponderse con la ruta migratoria de aves a lo largo de la costa chilena, constituyen un hábitat importante para varias especies de vertebrados con problemas de conservación (ver Capítulo 3), poseen una flora terrestre y acuática bien desarrollada (ver Capítulo 4), que permite la alimentación, refugio y desove de gran número de peces, crustáceos y otros invertebrados, que forman parte de la cadena alimentaria de las aves que allí residen.

### **Conservación de los humedales costeros**

El tema más importante en la conservación de los humedales en las zonas áridas es la necesidad de su reconocimiento como sitios importantes de alta biodiversidad,

endemismo y de otros valores, así como la provisión de importantes servicios ecosistémicos. Los humedales de zonas húmedas han sido vistos durante mucho tiempo como “puntos calientes” de biodiversidad y la mayoría de las iniciativas de conservación se han centrados en los países tropicales; pero los humedales de zonas áridas son igualmente biodiversos (Williams 1998, Duguid et al. 2005, Niemeyer & Fleischner 2005). En lo que respecta a la Región y al país, un aumento en el número de humedales de zonas áridas y semi-áridas designados como Santuarios de la Naturaleza y sitios Ramsar, sería un requisito indispensable para la conservación de estos valiosos ecosistemas (ver Capítulo 10).

En Chile central existe una compleja red de humedales costeros que se encuentran en un gradiente bioclimático desde el semiárido a un clima mediterráneo. Es un corredor ecológico fragmentado, que se compone por cientos de cuerpos de agua someros, de distintos tamaños y que se encuentran poco estudiados. Así, no solo humedales permanentes son importantes para la conservación, también los humedales temporales, tanto salinos como de agua dulce (ver Capítulo 6). Varios trabajos han demostrado esto claramente (Rashier et al. 1999, Lei et al. 2018, Verheijen et al. 2018). Así, durante un período de 11 años, imágenes satelitales de la distribución de diferentes cuerpos de agua en la zona central de Australia, mostraron que los humedales individuales no eran tan importantes como el mosaico total de cuerpos de agua en todo el continente. Se determinó que los humedales siempre estuvieron presentes en algún lugar durante el estudio, lo que permitió la supervivencia de las aves acuáticas, incluso en las sequías más severas (Rashier et al. 1999). Este trabajo indica que no es la protección de algunos humedales lo que se necesita, sino la conservación de muchos humedales ampliamente distribuidos. Incluso los humedales que se llenan ocasionalmente pueden ser sitios significativos para la alimentación y reproducción de las aves (Lei et al. 2018).

La falta de conocimiento de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos de los humedales en las zonas áridas, sumado a la falta de protección adecuada de dichos ecosistemas, inevitablemente significará la extinción de muchas especies y la pérdida o degradación de varios humedales (Sene et al. 2006). Existe evidencia clara de que algunos humedales costeros de la Región de Coquimbo ya se han degradado o han desaparecido por completo (ver Capítulo 9). Estos humedales son ambientes extremadamente dinámicos y frágiles, cuya existencia se encuentra condicionada por una gran variedad de factores naturales y antrópicos, entre los que se cuentan la variabilidad hidrológica y climática, el alto contenido energético litoral, la variabilidad en la disposición de sedimentos y los procesos tectónicos de la costa chilena, que generan cambios morfológicos mayores en los sectores costeros. Esta combinación tan particular solo tiene referentes similares en algunos sectores de Sud África, Australia y Nueva Zelanda (Contreras-López et al. 2017).

Estos sistemas adquieren importancia ambiental y social debido a su fragilidad (Vörösmarty et al. 2010), derivada de la creciente escasez de disponibilidad de agua y las numerosas presiones antrópicas (ver Capítulo 8) a que están sometidos. La alteración de sus caudales, el alto consumo y potencial contaminación del agua por la minería (Larrain & Poo 2010) y el ejercicio de la propiedad privada de los derechos

**Tabla 1.6:** Tamaños y otros parámetros físicos de los principales humedales costeros de la Región de Coquimbo (Unidades en 1=Há, 2= Km<sup>2</sup> y 3=Km).

HUMEDAL	Código	Area <sup>1</sup>	Area <sup>1</sup>	Area <sup>1</sup>	Area Cuenca	Long. Cauce
		Humedal	Laguna	Matriz	Captación <sup>2</sup>	Principal <sup>3</sup>
La Boca	BOC	8,11	2,19	5,91	3.891	99,4
Laguna Saladita	SAL	21,3	2,12	19,3	293	4,12
Estuario Elqui	ELQ	26,2	4,66	21,5	9.302	8,81
Estero Culebrón	CUL	18,2	2,11	16,2	202	17,7
Laguna Adelaida	ADE	24,1	5,92	18,1	520	16,1
Estero Tongoy	TON	17,7	10,8	6,82	224	6,11
Salinas Chica	SCH	19,7	1,77	17,9	97	23,2
Salinas Grande	SGR	14,2	3,62	10,6	122	13,3
Pachingo	PAC	47,8	16,7	31,1	426	23,1
Estuario Río Limarí	LIM	61,7	48,4	13,3	11.674	93,5
La Cebada	CEB	2,55	1,21	1,34	80	9,71
El Teniente	TET	13,1	2,88	10,1	708	30,5
Estuario Río Choapa	CHO	137	55,3	81,7	7.813	37,5
Chigualoco	CHI	4,31	0,51	3,81	110	6,51
Laguna Conchalí	CON	33,3	6,78	26,5	684	38,8
Quilimarí	QUI	6,46	2,75	3,71	743	25,8
Pichidangui	PIC	2,78	0,63	2,15	14	1,74

de uso del agua que rige desde 1981 (Romero et al. 2012), configuran un escenario complejo para la conservación de los humedales. Los estudios que existen sobre estos ambientes han reconocido su importancia por los servicios ambientales que prestan y han identificado una serie de presiones antropogénicas y del cambio climático contemporáneo que amenazan su conservación (Contreras-López et al. 2017). A nivel gubernamental existe una preocupación sobre esta situación (MMA 2018), lo que se ha expresado en iniciativas generalmente aisladas y discontinuas para levantar información sobre su estado ambiental (MMA/GEF/ONU Medio Ambiente 2018). Cabe destacar, que también existen diversas iniciativas de restauración ecológica (e.g. Laguna Conchalí), de conservación y protección públicas (e.g. sitio Ramsar Bahía de Tongoy) y privadas (e.g. sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén) de los humedales costeros de la Región, pero éstos no cuentan con un financiamiento adecuado para implementar sus objetivos de conservación. Mientras, los académicos expresan la necesidad de aumentar y coordinar los esfuerzos de investigación, monitoreo y protección de estos ecosistemas en forma integral, con una mirada de todo el conjunto de humedales costeros de la región.

De esta forma en los 9 capítulos restantes, se abordarán de forma interdisciplinaria el clima y la hidrología de los humedales costeros de la Región de Coquimbo (Capítulo



**Tabla 1.7:** Riqueza específica de Reptilia, Mammalia y Aves, así como de algunos grupos funcionales de aves en los humedales costeros de la Región de Coquimbo, Chile.

Humedales	Reptilia	Mammalia	Aves	Aves Migratorias	Aves Acuáticas	Aves Playeras	Rapaces
La Boca	11	11	59	16	10	30	3
Laguna Saladita	11	8	91	8	22	19	7
Estuario Río Elqui	9	7	107	20	31	34	5
Estero Culebrón	6	4	82	14	25	28	4
Laguna Adelaida	13	10	89	13	22	24	6
Estero Tongoy	12	10	79	16	11	27	9
Salinas Chica	9	7	70	8	24	17	6
Salinas Grande	11	11	79	11	25	18	6
Pachingo	11	14	88	12	24	22	9
Estuario Río Limarí	13	10	91	7	23	18	7
La Cebada	12	11	53	6	9	14	3
El Teniente	12	13	74	6	22	17	4
Estuario Río Choapa	15	14	126	19	29	33	10
Chigualoco	8	9	66	4	18	13	2
Laguna Conchalí	7	9	98	11	27	23	7
Quilimarí	10	10	82	9	19	21	4
Pichidanguí	10	10	53	4	11	11	3

2), sus vertebrados (Cap. 3), la flora y vegetación característica (Cap. 4), la avifauna presente (Cap. 5), el singular ambiente de las charcas estacionales (Capítulo 6), las principales vulnerabilidades que los afectan (Cap. 7), las principales amenazas y presiones a que están sometidos (Cap. 8), los usos históricos y recientes de los humedales (Cap. 9), así como los valores y estrategias de conservación de estos ecosistemas (Capítulo 10).

Esperamos con este trabajo contribuir a mejorar el conocimiento y la valorización de estos frágiles ambientes costeros, que constituyen un patrimonio ambiental de la Región de Coquimbo importante, que es necesario proteger, conservar y restaurar para que las futuras generaciones puedan también disfrutarlos y ser beneficiados por sus servicios ambientales.

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Jaime Rau Acuña de la Universidad de Los Lagos y a Macarena Rau por la revisión y aportes a este capítulo.

## REFERENCIAS

- Ahumada M, Aguirre F, Contreras M & Figueroa A (2011). Guía para la conservación y Seguimiento Ambiental de Humedales Andinos. Impresión Andros Ltda. Santiago, Chile.
- Alfaro LC, Piñones C & Zuleta C (2012). Diagnóstico comunitario para la conservación del secano costero de Huentelauquén. Informe Técnico, Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Ampuero G (2010). Prehistoria de la Región de Coquimbo, Chile. Gobierno Regional de Coquimbo, Fondo para la Cultura. Andros Impresores, Illapel, Chile.
- Araya-Vergara JF (1972). Origen de los cordones litorales en el extremo Austral de Sudamerica y su significado en la regularización de la costa. *Terra Australis* 23: 44-51.
- BCN (S/F) Chile Nuestro País. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, Información Territorial. En línea: [https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/index\\_html](https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/index_html) (Septiembre 2018)
- Beyá J, Alvarez M, Gallardo A, Hidalgo H, Aguirre C, Valdivia J, Parra C, Méndez L, Contreras F, Winckler P & Molina M (2016). Atlas de Oleaje de Chile. Primera edición. Valparaíso, Chile, Escuela de Ingeniería Civil Oceánica, Universidad de Valparaíso.
- Bengtsson L, Herschy RW & Fairbridge RW (eds) (2012). *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, New York, London.
- Borgel OR (1982). Geografía de Chile. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.
- Bucher EH & Herrera G (1981). Comunidades de aves acuáticas de la laguna mar Chiquita (Córdoba, Argentina). *Ecosur*: 8: 91-120.
- Carrión JS & Cabezudo B (2003). Perspectivas recientes en evolución vegetal. *Anales de Biología* 25: 163-198.
- Cepeda J, Zuleta C & Osorio R (2000). Región de Coquimbo: Biodiversidad y Ecosistemas Terrestres. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.
- Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortés H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortés Molina F (2017). Vulnerabilidades de humedales y dunas litorales en Chile central. En: Botello AV, Villanueva S, Gutiérrez J & Rojas Galaviz JL (eds). *Vulnerabilidad de las Zonas Costeras de Latinoamérica al Cambio Climático*. UJAT, UNAM, UAC, México.
- Correa-Araneda F, Urrutia J & Figueroa R (2011). Estado del conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. *Revista chilena de historia natural* 84: 325-340.
- Costa-Junqueira M (2001). Modalidades de enterramientos humanos arcaicos en el norte de Chile. *Chungara* 33: 55-62.

Deane DC & He F (2018). Loss of only the smallest patches will reduce species diversity in most discrete habitat networks. *Global Change Biology* 24: 5802–5814.

De Los Ríos P, Pizarro-Araya J, Alfaro, FM & Zuleta C (2019). First descriptions of aquatic crustaceans in coastal plains in northern Chile (Huentelauquen, 31°S, Coquimbo Region, Chile). *Crustaceana* 92: 73-81.

Decreto N° 771 de 1981. Promulga la Convención sobre zonas húmedas de importancia internacional especialmente como hábitat de las aves acuáticas, suscrito en Irán el 2 de febrero de 1971. Ministerio de Relaciones Exteriores.

Decreto N° 82 de 2010. Aprueba reglamento de suelos, aguas y humedales. Ministerio de Agricultura.

D`Odorico P & Porporato A (2006a). Ecohydrology of arid and semiarid ecosystems: An introduction. In: D`Odorico P & Porporato A (eds). *Drylan Ecohydrology*, 1-10 pp. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

D`Odorico P & Porporato A (2006b). Soil moisture dynamic in water-limited ecosystems. In: D`Odorico P & Porporato A (eds). *Drylan Ecohydrology*, 31-46 pp. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Duguid A, Barnetson J, Clifford B, Pavey C, Albrecht D, Risler J & McNellie M (2005). *Wetlands in the Arid Northern Territory (Vol.1)*. A report to the Australian Government, Department of the Environment and Heritage on the inventory and significance of wetlands in the arid NT. Northern Territory Government, Department of Natural Resources, Environment and the Arts. Alice Springs, Australia.

Fariña JM & Camaño A (2012). *Humedales costeros de Chile. Aportes científicos a su gestión sustentable*. Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile.

Figuerola A, Contreras M, Saavedra B & Espoz C (2016). Chilean Wetlands: Biodiversity, Endemism, and Conservation Challenges. In: C.M. Finlayson et al. (eds.), *The Wetland Book*, 1-17 pp. Springer Science+Business Media, Dordrecht, The Netherlands.

Garreaud R, Barichivich J, Christie DA & Maldonado A (2008). Interannual variability of the coastal fog at Fray Jorge relict forests in semiarid Chile. *Journal of Geophysical Research* 113: G04011, 1-16, doi:10.1029/2008JG000709.

Greb SF, DiMichele WA & Gastaldo RA (2006). Evolution and importance of wetlands in earth history. In: Greb SF & DiMichele WA, *Wetlands Through Time*. Geological Society of America, Special Paper 399, pp. 1–40.

INE (2017). *Estadísticas Demográficas y Vitales*. Instituto Nacional de Estadística, en línea: <http://www.ine.cl/estadisticas/demograficas-y-vitales> (Diciembre 2018).

Jackson D, Artigas D & Cabello G (2002). *Trazos del Choapa. Arte Rupestre en la cuenca del Río Choapa. Una perspectiva macroespacial*. Ediciones LOM, Santiago.

Kingsford RT & Halse SA (1998). Waterbirds as the “flagship” for the conservation of arid zone wetlands? In: McComb AJ & Davis JA (Eds). *Wetlands for the Future*, 139–160 pp. Gleneagles Publishing, Adelaide, Australia.

Kirwan ML & Megonigal JP (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Review Nature* 5: 53-60.

Larraín S & Poo P (eds) (2010). *Conflictos por el Agua en Chile: entre los derechos humanos y las reglas del mercado*. Ediciones Chile Sustentable, Santiago, Chile.

Lei W, Masero JA, Piersma T, Zhu B, Yang H & Zhang Z (2018). Alternative habitat: the importance of the Nanpu Saltpans for migratory waterbirds in the Chinese Yellow Sea. *Bird Conservation International* 28: 549-566.

Luebert F & Pliscoff P (2006). *Sinopsis Bioclimática y Vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute. Washington, DC.

Meybeck M (1995). Global distribution of lakes. In Lerman A, Imboden D & Gat J (Eds). *Physics and Chemistry of Lakes*, Springer Verlag, Berlin, 1–35.

MINEDUC (2018) *Recursos Digitales Currículum Nacional. Perfiles Topográficos Interpretativos de Chile*, Instituto Geográfico Militar. En línea (Febrero 2019): <http://www.curriculumnacional.cl/614/w3-propertyvalue-57357.html>

Mitsch WJ (1998). Protecting the world’s wetlands: threats and opportunities in the 21st century. In: McComb AJ & Davis JA (Eds). *Wetlands for the Future*, Gleneagles Press, Adelaide, 19–31.

MMA (2011) *Ecosistemas del Milenio*. En: *Diseño del Inventario Nacional de Humedales y el Seguimiento Ambiental*. Ministerio del Medio Ambiente.

MMA (2018) *Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022*. División de Recursos Naturales y Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

MMA/GEF/ONU Medio Ambiente (2018). *Conservación de humedales costeros de la zona centro sur de Chile, hotspot de biodiversidad, a través del manejo adaptativo de los ecosistemas de borde costero*. Diagnostico etapa ProDoc Humedal desembocadura del Río Elqui, Región de Coquimbo, Chile. 79 pp.

Montecinos S, Gutiérrez JR, López-Cortés F & López D (2016). Climatic characteristics of the semi-arid Coquimbo Region in Chile. *Journal of Arid Environments* 126: 7-11.

Niemeyer L & Fleischner TL (2005). *Desert Wetlands*. University of New Mexico Press, Albuquerque, USA.

Paracuellos M (2005). Los humedales como islas de agua en un mar de tierra: La biogeografía y ecología insulares, una vez más al servicio de la conservación. En: Ballesteros GA & Pérez R (Eds), *Contrastes Naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo*, pp. 175-189. Museo de la Ciencia y el Agua. Murcia, España.

RAMSAR (2006). Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Disponible en: [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib\\_manual2006s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_manual2006s.pdf) (fecha de última visita Agosto 2018).

RAMSAR (2013). Manual de la Convención de Ramsar. Guía sobre la Convención de los Humedales (Ramsar, Irán 1971). 6a edición. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza.

RAMSAR & EHAA (2008). Estrategia Regional para la Conservación y Uso Sostenible de Humedales Altoandinos. Convención de Ramsar y Grupo de Contacto EHAA. Gobiernos de Ecuador y Chile, CONDESAN y TNC-Chile.

Rashier D, Robertson A & Kingsford R (1999). The availability of wetland habitat for waterbirds in Australia. Final Report to the National Wetlands Research and Development Program. Canberra, Australia.

Romero H, Méndez M, Smith P & Mendonça M (2012). Enfoque ecológico-social de la variabilidad climática, extracciones de agua y demandas territoriales en las cuencas del desierto de Atacama. *Revista Geonorte Chile* 4: 261–287.

Sarricolea P, Herrera-Ossandon M & Meseguer-Ruiz O (2017). Climatic regionalization of continental Chile. *Journal of Maps* 13: 66-73.

Sene EH, Thiaw I & Lamizana-Diallo B (eds) (2006). *Managing Wetlands in Arid Regions: Lessons learned*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

SHOA (2016). *Tablas de Marea de la Costa de Chile*. Publicación N°3009. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, 239pp.

Squeo FA, Gutiérrez JR & Iván R. Hernández IR (eds) (2004). *Historia Natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Ediciones Universidad de La Serena, Chile.

Spotorno AE, Zuleta C, Walker LI, Manríquez G, Valladares JP & Marin JC (2013). A small, new gerbil-mouse *Eligmodontia* (Rodentia: Cricetidae) from dunes at the coast and deserts of north-central Chile: molecular, chromosomic, and morphological analyses. *Zootaxa* 3683: 377-394.

Suárez-Delucchi A (2016). National Wetland Policy: Chile. In: C.M. Finlayson et al. (eds.), *The Wetland Book*. 1-6 pp. Springer Science+Business Media Dordrecht.

UNEP (2006) *Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. United Nations Environment Programme. 76pp.

Verheijen BHF, Varner DM & Haukos DA (2018). Effects of large-scale wetland loss on network connectivity of the Rainwater Basin, Nebraska. *Landscape Ecology* 33: 1939–1951.

Victoriano PF, Gonzalez AL & Schlatter R (2006). Estado del conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana* 70:140-160.

- Vidal-Abarca MR, Suárez ML & Gómez R (2000). Los humedales: Ecosistemas para conservar. En: Calvo, JF, Esteve MA & López Bermúdez F (Eds). Biodiversidad: Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia. pp. 149-162. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. España.
- Vivanco E (2017) Humedales: Definiciones, Funciones y Amenazas. Departamento de Estudios, Extensión y Publicaciones, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 5pp.
- Vörösmarty CJ, Mcintyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561.
- Williams WD (1998). Dryland wetlands. In: McComb AJ & Davis JA (Eds). *Wetlands for the Future*. Gleneagles Publishing, Adelaide, pp. 33-47.
- Williams WD (1999). Conservation of wetlands in drylands: a key global issue. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 517-522.
- Williams WD (2000). Dryland lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 5: 207-212.
- Williams WD (2005). Lakes in Arid Environments. In: *The Lakes Handbook, Vol.2, Lake Restoration and Rehabilitation*. O'Sullivan PE & Reynolds CS (eds), 200-240 pp. Blackwell Science Ltd. Malden, MA, USA.
- Winckler P, Contreras-López M, Vicuña S, Larraguibel C, Mora J, Esparza C, Salcedo J, Gelcich S, Fariña J M, Martínez C, Agredano R, Melo O, Bambach N, Morales D & Marinkovic C (2018). Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile. Informe de avance 1. Centro de Cambio Global PUC, preparado para el Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.
- Wurtsbaugh<sup>1</sup> WA, Miller C, Null SE, DeRose RJ, Wilcock P, Hahnenberger M, Howe F & Moore J (2017). Decline of the world's saline lakes. *Nature Geoscience* 10: 816-821.
- Zuleta C & Piñones C (eds) (2015). *Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana*. Ediciones Universidad de La Serena-Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Zuleta C & Bravo V (2018). Informe sociocultural de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. Universidad de La Serena-Ministerio del Medio Ambiente, 22 pp. La Serena, Chile.

## II. CLIMA E HIDROLOGÍA de los Humedales Costeros de la Región de Coquimbo

Manuel Contreras-López, Marcela Robles, Julio Salcedo-Castro, José Luis Arumí & Carlos Zuleta



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 29-58 (2018).  
Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio Medio Ambiente



## CAPÍTULO 2: CLIMA E HIDROGRAFÍA de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

**Manuel Contreras-López<sup>1</sup>, Marcela Robles<sup>2</sup>, Julio Salcedo-Castro<sup>3</sup>, José Luis Arumí<sup>4</sup> & Carlos Zuleta<sup>5</sup>**

1. Departamento de Computación e Informática, Universidad de Playa Ancha.
2. Departamento de Ciencias Sociales & Departamento de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de La Serena.
3. Centro de Estudios Avanzados, Universidad de Playa Ancha.
4. Centro FONDAP CRHIAM, Universidad de Concepción.
5. Departamento de Biología, Universidad de La Serena.

**RESUMEN:** La región de Coquimbo posee un clima semiárido y alberga una red de humedales costeros de distintos tipos y tamaños. La Corriente de Humboldt, el Anticiclón del Pacífico Sur Oriental y el relieve costero se conjugan para definir los principales forzantes meteorológicos que determinan el régimen y balance hídrico de estos cuerpos de agua litorales, produciendo una marcada estacionalidad de la temperatura, viento, radiación y precipitaciones; junto con una relativa estabilidad de la humedad. En la zona, en las últimas décadas se puede constatar una disminución de las precipitaciones y un aumento de la temperatura, con importantes fluctuaciones asociadas a la perturbación de El Niño, la Oscilación Multidecadal del Océano Pacífico y el Modo Anular del Sur. Al estudiar sus balances hídricos, estos humedales presentan un fuerte contraste, pasando de un invierno con baja evaporación a una condición estival en la cual prácticamente desaparece el aporte superficial de agua, y el sistema pasa a ser sostenido por reservas subterráneas y el rocío de la neblina o camanchaca. Algunos de estos sistemas presentan conexión con el mar, lo que representa ingresos intermitentes de agua salada, regidos por el periodo de las mareas.



## INTRODUCCION

Las regiones áridas se caracterizan por una baja precipitación anual (P) y altas temperaturas que causan una evapotranspiración (EV) muy alta. Generalmente, las áreas con una relación P/EV de 0,03-0,2 (precipitación anual de 100-300 mm) se consideran áridas y aquellas con un P/EV 0,2-0,5 (precipitaciones anuales de 300-600 mm) son semiáridas (Nicholson 2011). La mayoría de estas zonas áridas se encuentran en el cinturón subtropical, aunque también están presentes en climas templados. A pesar de la baja precipitación, muchas regiones áridas son ricas en humedales que se desarrollan por factores geológicos, la proximidad al mar o debido al paso de ríos y arroyos. Algunos de estos humedales pueden ser temporales y otros permanentes, pero ambos albergan poblaciones de aves acuáticas y otras biotas características de estos sistemas (Kingsford 1997).

Como veremos, la amplitud latitudinal de Chile, define una gran diversidad climática, por la influencia oceánica, la corriente de Humboldt y el Anticiclón del Pacífico Sur Oriental (APSO), la relación de elementos morfológicos como las cordilleras de Los Andes y de La Costa que, junto a la depresión intermedia, le otorgan características únicas, en cuanto al relieve, vegetación natural, suelos y en especial, de recursos hídricos muy variados y de grandes contrastes entre el norte y sur del país. Desde una perspectiva hídrica, el país posee 101 cuencas hidrográficas cuyas aguas superficiales y subterráneas están distribuidas en 756.102 km<sup>2</sup> de territorio. En ellas encontramos 1.251 ríos y 12.784 cuerpos de agua, entre lagos y lagunas. A ello se suman 24.114 glaciares, los que pueden aportar al caudal de escorrentía en el estiaje de periodos secos (DGA 2016).

En la Región de Coquimbo, denominada "norte chico" y localizada entre los 27° (río Copiapó) y 32° latitud sur (cordón de Chacabuco), desaparece la depresión intermedia y el relieve altiplánico, y se presenta una región montañosa interna surcada por estrechos valles transversales que drenan la vertiente Pacífico de la cordillera. Esta Región se ubica en la zona semiárida del oeste de Sudamérica y se caracteriza por tener ríos de tipo torrencial, con altas pendientes en dirección Este-Oeste condicionada por la tectónica local (Niemeyer & Cereceda 1984) y alberga una red de humedales de distintos tipos y tamaños, localizados a lo largo de toda la franja litoral de la región (norte, central y sur) tales como: lagunas costeras, esteros, playas de variados tamaños, charcas temporales (Capítulo 6) y una extensa costa rocosa. Estos humedales se localizan en bahías, esteros y desembocaduras de ríos y, para el caso de las charcas temporales, en zonas planas de suelos arcillosos. La mayoría de los humedales costeros se alimentan tanto de aguas marinas como continentales. Todos los humedales costeros de la Región son de propiedad privada o mixta. En la mayoría de los casos la franja costera es bien nacional de uso público y aguas arriba es privado (CONAMA 2006). A continuación se revisarán los principales aspectos que definen el clima de la región, algunas tendencias atribuibles al cambio climático para la zona, y se revisará la hidrografía de las tres principales cuencas de la región, así como algunos principios del balance hídrico de los humedales.

## Clima de la zona costera de Coquimbo

Desde el punto de vista climático, la Región de Coquimbo se ubica en una transición entre clima mediterráneo desértico y semidesértico (Novoa & López 2001), con diferentes matices: húmedo y nuboso en el litoral, y estepario cálido en el interior. La zona costera se caracteriza por la presencia de mucha humedad (85%) y alta nubosidad (principalmente en las mañanas), con temperaturas muy moderadas; con una media anual de 14,7°C (La Serena) y una oscilación térmica diaria que no sobrepasa los 6°C (Novoa & López 2001). La precipitación promedio de la zona alcanza 130 mm anuales, lo que permite el crecimiento de las plantas nativas, que con el aporte de las neblinas y la geografía resultan en una flora y vegetación únicas en Chile.

La zona de régimen semiárido de Chile se caracteriza, al igual que el resto del país, por una marcada influencia oceánica, por lo que en la franja costera, el clima es más fresco que en el interior. Como factores reguladores del clima destacan la influencia oceánica y la altitud provocada por la cordillera de Los Andes. A estos factores se suman además la presencia del Anticiclón del Pacífico Sur Oriental (APSO) y de la corriente marina de Humboldt, que contribuye a enfriar las aguas del océano. El APSO es el factor responsable de la condición desértica del norte y de la aridez de la zona central, por cuanto bloquea la entrada de los frentes provenientes del suroeste que se generan en el frente circumpolar. Este bloqueo tiene una oscilación estacional, debido a que el APSO se desplaza hacia el sur en verano, trasladando la típica aridez del desierto varios cientos de kilómetros hacia el sur (Ancapichún & Garcés-Vargas 2015).

En invierno, el APSO retrocede a zonas más boreales, permitiendo el ingreso de los frentes hacia la zona central. Además del bloqueo de los frentes provenientes del suroeste, el APSO genera un importante efecto de inversión térmica, cuyo techo se sitúa entre los 800 y 1200 m de altitud. El aire descendente se comprime y calienta durante el proceso, pero al encontrarse con la superficie fría del océano el calentamiento se detiene, enfriándose la atmósfera cercana a la superficie e invirtiéndose el perfil térmico, formando una “capa de inversión” que corresponde a una masa de aire frío y pesado de un espesor medio cercano a los 1000 m, y que recibe la presión descendente del anticiclón situado sobre ella, bloqueando las dinámicas de convección y favoreciendo las condiciones de extrema estabilidad atmosférica propias de esta zona del país (Santibáñez et al. 2014).

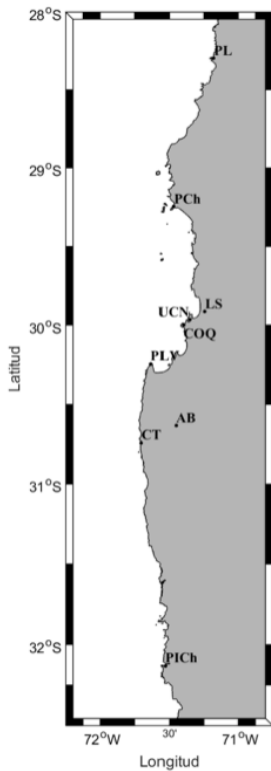
El brusco enfriamiento que reciben las masas de aire provenientes desde el oeste al pasar por sobre las frías aguas de la corriente de Humboldt provoca la condensación de vapor de agua, generando neblinas densas mejor conocidas como “camanchacas”, que logran penetrar unos 25 km hacia el interior del continente, empujadas por la brisa marina. Este vapor emanado desde la superficie del océano, es retenido por la capa de inversión térmica, que obstaculiza su ascenso hacia la alta tropósfera. La formación de estas neblinas es de especial relevancia en sectores elevados de la costa situados muy próximos al mar, pues en estos casos el relieve

provoca un brusco ascenso de las masas cargadas de vapor provenientes del océano, forzando la condensación del mismo durante el ascenso. A raíz de esta condensación se forman nubes rasantes frecuentes en algunos sectores costeros altos, que favorecen la formación de comunidades vegetales sustentadas por el depósito de agua que la neblina hace sobre el follaje, humedeciendo el suelo superficial por simple goteo. Este fenómeno le da un carácter notablemente más húmedo a las zonas costeras en relación con su pluviometría promedio, favoreciendo incluso en casos particulares la sustentación de comunidades vegetales azonales, propias de climas más septentrionales, como es el caso de la vegetación del Parque Nacional Fray Jorge.

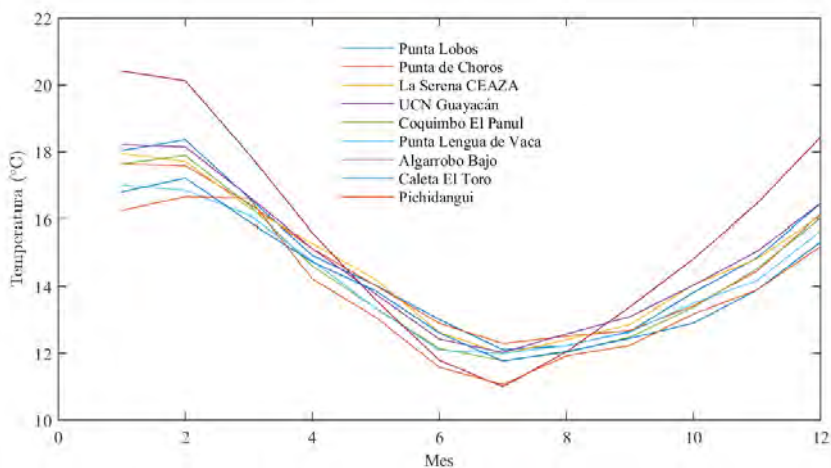
La temperatura máxima de enero en los sectores costeros bordea los 25°C, mientras que en los valles interiores puede superar fácilmente los 30°C. De la misma forma, la radiación solar va aumentando al disminuir la nubosidad y hacerse más seco el aire. Las temperaturas mínimas en tanto, van disminuyendo gradualmente desde la costa hacia el interior, siendo hasta 10°C más bajas a 100 km con respecto al borde costero. Los sectores interiores se caracterizan por una elevada frecuencia de días despejados (que incluso pueden superar los 300 por año), una cantidad de días grado que puede ser superior a 2000 al año, temperaturas máximas de enero por sobre los 30°C, déficit hídrico anual de unos 1000 a 1300 mm, radiación solar anual de alrededor de 140 Kcal/cm<sup>2</sup> y con hasta 180 días cálidos por año (Santibáñez et al. 2014). Hacia la precordillera se produce un refrescamiento especialmente de las temperaturas mínimas, debido al descenso del aire frío desde las laderas y valles cordilleranos durante la noche. Estos sectores presentan una temperatura máxima en enero bastante menor que en las zonas costeras y de interior, no superando los 23°C.

Se sabe que eventos de variabilidad climática global como “El Niño” (ENOS) intensifican sistemas interactivos como son el APSO y la corriente Humboldt, propiciando la surgencia costera (Vargas et al. 2007) y se ha especulado sobre las consecuencias del cambio climático antropogénico (Sydeman et al. 2014). Se postula que la sensibilidad y relevancia de las interacciones físicas tierra-mar-atmósfera producidas por la surgencia costera y procesos biogeoquímicos en corrientes de límites orientales como el sistema de corrientes de Humboldt, sugieren la existencia de una relación no lineal entre surgencia costera, variabilidad interdecadal tipo “El Niño” y el calentamiento global en estas regiones (Vargas et al. 2007).

El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), se caracteriza en la región de Coquimbo por dos fases opuestas: una de calentamiento y lluvias anormalmente altas conocida como el fenómeno de “El Niño” y una segunda de enfriamiento y años secos llamada “La Niña”. Durante esta última fase, las temperaturas elevadas (>27°C) en la superficie tropical oceánica oeste del Pacífico, frente a Asia, se traducen en altas temperaturas del aire, un incremento en la evaporación y en la generación de un sistema de bajas presiones denominado celda de Walker (Wang 2002). En el Pacífico este, frente a América, las aguas comparativamente más frías enfrían el aire, generando vientos alisios que soplan desde zonas de altas presiones en América, a zonas de bajas presiones en Asia. Este proceso, junto a las ondas ecuatoriales



**Figura 2.1:** Localización de estaciones meteorológicas (Foto Estación Caleta El Toro) de la red CEAZAMET, utilizadas para caracterizar las condiciones de los humedales costeros de la Región de Coquimbo: Punta Lobos (PL), Punta de Choros (PCh), La Serena CEAZA (LS), UCN Guayacán (UCN), Coquimbo El Panul (COQ), Punta Lengua de Vaca (PLV), Algarrobo Bajo (AB), Caleta El Toro (CT) y Pichidangui (PICH).



**Figura 2.2:** Ciclo anual (2011-2017) de la temperatura media mensual en la zona costera de la Región de Coquimbo. Ver localización de las estaciones en Figura 2.1.

(relacionadas con la anulación en los trópicos de la fuerza de Coriolis), produce una circulación oceánica superficial que “acumula” aguas sobre el borde asiático del Pacífico tropical, generando un nivel medio del mar 50-60 centímetros mayor que en América. La fase “La Niña” está acompañada por surgencias de aguas oceánicas sub-superficiales ricas en nutrientes. Climatológicamente esto va acompañado de sequías, disminución de las precipitaciones y de los caudales de ríos en Chile (Pizarro & Montecinos 2004). Al traer aguas más frías a la superficie en la zona costera, esto produce un enfriamiento local.

Aproximadamente cada 3 a 8 años, como consecuencia del debilitamiento de los vientos alisios, la celda de Walker se desplaza hacia el Pacífico tropical central y la circulación oceánica se revierte, con pulsos de diferentes intensidades y duraciones. Así, las aguas superficiales más cálidas del Pacífico tropical Asiático comienzan a “acumularse” sobre el borde Americano, que eleva su nivel medio del mar y en donde la termoclina desciende en profundidad. A esta fase se le denomina Fenómeno de “El Niño”. Dependiendo de la intensidad del fenómeno, cuñas de masas de agua cálida, superficial y sub-superficial, de decenas a cientos de metros de profundidad, se desplazan hacia latitudes más altas del Pacífico Sur-oriental, impidiendo las surgencias de aguas sub- superficiales. Lo anterior se acompaña de cambios en las direcciones predominantes de los vientos desde componentes suroeste hacia componentes del oeste; propiciando el hundimiento de las masas de agua en lugar de surgencias, y con ello produciéndose una baja de la productividad oceánica. Desde el punto de vista del clima, esto va acompañado, entre otros, con periodos de altas precipitaciones y eventos extremos en el litoral del Pacífico Sur Oriental (Pizarro & Montecinos 2004).

Al ENOS, se agrega la Oscilación Multidecadal del Océano Pacífico (PDO), que se desarrolla a lo largo de la zona norte del Océano Pacífico. Descrita como el ENOS de largo periodo (Núñez et al. 2013), ya que también presenta una fase positiva o cálida y otra negativa o fría, pero que tienden a prevalecer por décadas. Tal Como ocurre durante un año de La Niña, los períodos fríos de la PDO se caracterizan por una intensificación del anticiclón del Pacífico y un debilitamiento de los vientos del oeste, lo que tiende a producir condiciones relativamente secas en Chile central (CR2 2015).

La PDO puede intensificar o disminuir los impactos de ENOS, dependiendo de la fase en la cual se encuentren estas oscilaciones. Cuando ENOS y PDO están en la misma fase, los impactos inducidos por El Niño o La Niña serán magnificados respecto a los patrones normales. Por el contrario, si ENSO y PDO están en fases opuestas, los efectos sobre la variabilidad climática global se debilitarán (Wang et al. 2014).

El Modo Anular del Sur (SAM) u Oscilación Antártica, define los cambios en los vientos del oeste que son impulsados por contrastes de presión atmosférica, que a su vez generan diferencias de presión entre los trópicos y las zonas polares del sur. El cambio de posición de la banda de vientos del oeste, producidos de oeste a este en latitudes entre 30° y 60° de ambos hemisferios, influye en la fuerza y posición de

**Tabla 2.1:** Resumen de valores promedio de las variables climáticas (2011-2017) que influyen en el balance hídrico de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

Variable	Diciembre-Enero-Febrero	Junio-Julio-Agosto
Temperatura aire (°C)	16,22	12,12
Humedad relativa (%)	78,74	81,78
Velocidad viento (ms <sup>-1</sup> )	2,94	2,55
Radiación solar (Wm <sup>-2</sup> )	264,76	113,57
Precipitación (mm)	0,019	0,653

**Tabla 2.2:** Características, localización y fuente de las series de tiempo de registros atmosféricos y oceanográficos de larga duración para la región de Coquimbo.

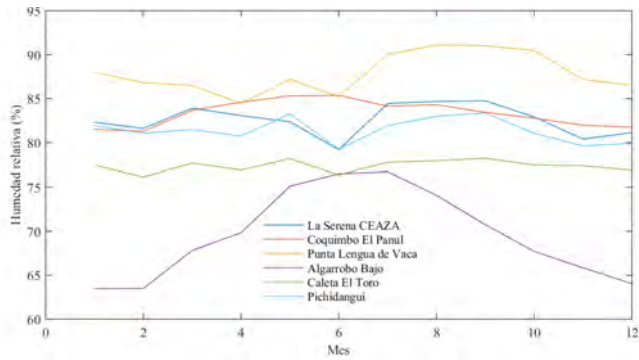
N	Parámetro	Lugar	Localización	Periodo	Frecuencia	Fuente
1	T <sup>o</sup> Ambiente	La Florida	29°54' S - 71°12' W	1965-2016	Diario	DMC
2	Precipitación	La Florida	29°54' S - 71°12' W	1965-2016	Diario	DMC
3	T <sup>o</sup> Superficie Mar	Coquimbo	29°57' S - 71°20' W	1960-2016	Mensual	SHOA
4	Nivel del Mar	Coquimbo	29°57' S - 71°20' W	1980-2016	Horario	SHOA
5	Oleaje	Los Vilos	31°00' S - 73°00' W	1980-2015	c/3 horas	UV

frentes fríos y sistemas de tormenta en latitudes medias. En las fases positivas de SAM, los fuertes vientos del oeste se contraen hacia la Antártica. Esto se traduce en vientos del oeste más débiles de lo normal y altas presiones sobre el sur de Australia, restringiendo la entrada de frentes fríos (Gillett et al. 2006).

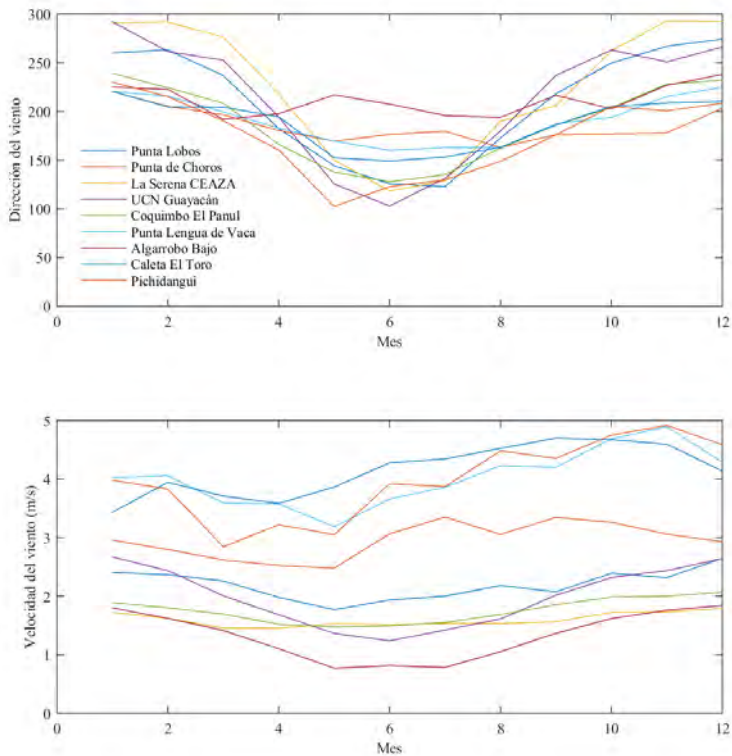
Con una perspectiva de cambio climático, Falvey & Garreaud (2009) compararon registros de temperaturas en estaciones costeras, datos satelitales y reanálisis para el período 1979–2006 con los resultados del modelo acoplado de océano y atmósfera CMIP-3. Para Chile norte y central (17°S- 37°S) las mediciones de temperatura in situ muestran un fuerte enfriamiento de aproximadamente 0,20°C por década costa afuera, producido en parte por un fenómeno La Niña de larga duración, que es consistente con la tendencia negativa de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) que ha sido observada para el mismo periodo.

## Hidrometeorología

Los principales factores meteorológicos que determinan el régimen y balance hídrico de los humedales costeros se presentan a continuación. La descripción consiste en la serie anual de los valores medios mensuales de temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento, radiación solar y precipitación, calculados a partir de los registros de la red de estaciones meteorológicas de CEAZAMET ([www.ceazamet.cl](http://www.ceazamet.cl)). En la Figura 2.1 se muestran la ubicación de las estaciones costeras seleccionadas, a las cuales se sumó, para efectos comparativos, una estación más alejada de la costa, correspondiente a Algarrobo Bajo.

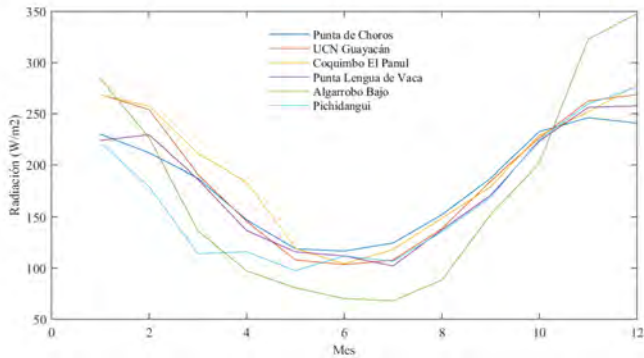


**Figura 2.3:** Ciclo anual de la humedad relativa media mensual (2011-2017) en la zona costera de la Región de Coquimbo. Ver localización de las estaciones en Figura 2.1.

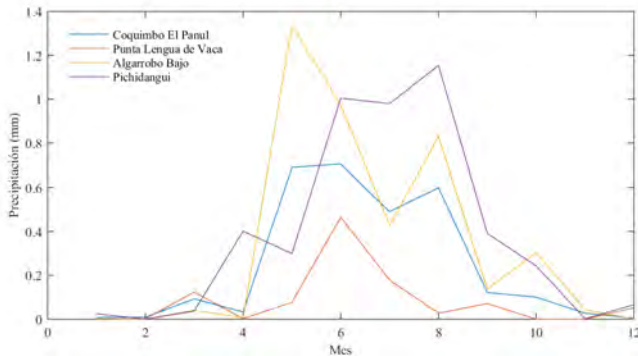


**Figura 2.4:** Ciclo anual de la dirección (gráfica superior) y velocidad (gráfica inferior) media mensual del viento (2011-2017) en la zona costera de la Región de Coquimbo. Ver localización de las estaciones en Figura 2.1.

El ciclo anual de la temperatura en la zona costera de la Región de Coquimbo muestra valores entre 15°C a 19°C durante diciembre-febrero, lo que contrasta con valores más altos en la zona interior (ver Algarrobo Bajo en Fig. 2.1). En invierno, las temperaturas son más homogéneas a lo largo del litoral, variando entre 11°C y



**Figura 2.5:** Ciclo anual de la radiación media mensual (2011-2017) en la zona costera de la Región de Coquimbo. Ver localización de las estaciones en Figura 2.1.



**Figura 2.6:** Ciclo anual de la precipitación media mensual (2011-2017) en la zona costera de la Región de Coquimbo. Ver localización de las estaciones en Figura 2.1.

13°C (Figura 2.2). Por otra parte, la humedad relativa en la costa no muestra una estacionalidad marcada como en el caso de la temperatura. Solo se aprecian valores medios mensuales levemente más altos durante invierno y la primera mitad de la primavera (julio-octubre). Entre noviembre y junio, la humedad disminuye levemente. Un caso diferente es Caleta El Toro, donde la humedad relativa fluctúa durante todo el año entre 75% y 80%, mientras que el resto de la Región exhibe valores que fluctúan entre 80% y 90%. Comparativamente, Algarrobo Bajo, presenta una humedad que varía entre 60% y 75%, condición más característica del interior. Otra diferencia de Algarrobo Bajo, es la marcada estacionalidad en la humedad que aparece en esta zona, a pesar de la corta distancia (aprox. 30 km) que la separa de la costa, exhibiendo mayores valores durante mayo-agosto (Figura 2.3).

El régimen de viento en la zona costera de la Región de Coquimbo muestra un marcado patrón estacional en dirección y magnitud. La dirección predominante del viento durante primavera verano (septiembre-marzo) es SSW-WNW, mientras que durante otoño-invierno el viento sopla predominantemente desde el segundo cuadrante, es decir, desde el S-SSE. En contraste, la zona interior (Algarrobo Bajo)



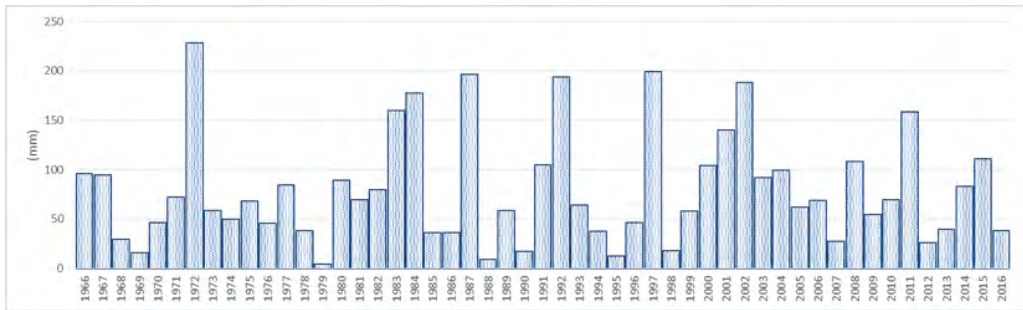
muestra prácticamente una ausencia de estacionalidad, con el viento proviniendo permanentemente del SW. Por su parte, la magnitud del viento exhibe dos patrones diferentes (Figura 2.4): Punta Lobos, Punta de Choros y Punta Lengua de Vaca presentan magnitudes mayores ( $3-5 \text{ m s}^{-1}$ ), probablemente, debido a ser puntos geográficos más expuestos al viento. Además, estas zonas muestran una estacionalidad desfasada respecto a la dirección del viento, con menores valores durante el otoño e incrementándose gradualmente durante invierno y primavera. Las otras zonas registran vientos promedio de  $1 \text{ a } 3 \text{ m s}^{-1}$ , con los menores valores durante otoño-invierno (Figura 2.4).

Similar al patrón observado en el caso de la temperatura, la radiación solar promedio mensual muestra una estacionalidad típica, con valores entre  $150 \text{ y } 300 \text{ W m}^{-2}$  durante los meses de primavera-verano y en un rango de  $100-150 \text{ W m}^{-2}$  durante otoño-invierno (Figura 2.5). Otro rasgo observado es la mayor variabilidad durante verano-otoño, en comparación a invierno-primavera. Esta situación puede deberse al efecto de la vaguada costera y la mayor intermitencia de la cobertura nubosa respecto a otras épocas del año.

La precipitación media mensual en la Región de Coquimbo es variable (Figura 2.6). Se observa que, como es esperable, la mayor parte de las precipitaciones se concentra entre los meses de mayo y agosto, con valores promedio que van entre  $0,5 \text{ mm}$  y  $1,4 \text{ mm}$ . Hacia fines de primavera y durante todo el verano prácticamente no se producen precipitaciones, lo que implica un fuerte cambio en el balance hídrico de los humedales costeros.

Una comparación de los valores típicos que determinan las condiciones de invierno y verano se muestra en la Tabla 2.1. Se puede observar que, mientras la magnitud del viento y la humedad relativa exhiben poca variación durante el año, la temperatura, radiación solar y precipitación promedio presentan el mayor contraste entre estaciones. Esto implica que la temperatura promedio de verano representa un incremento de un  $34\%$  respecto al promedio en meses de invierno, mientras que la radiación lo hace en un  $133\%$ ; por su parte, las precipitaciones de verano implican una disminución de un  $97\%$ . Esta combinación de mayor temperatura y radiación, junto con la desaparición casi completa de las precipitaciones hace que los humedales costeros dependan prácticamente de las reservas subterráneas e ingresos de agua de mar, en el caso de aquellos sistemas donde no se constituye una barra de arena durante el periodo estival.

La variación anual de las variables climatológicas y las diferencias observadas entre invierno y verano son consistentes con la estimación de la evapotranspiración potencial total mensual para la zona, de acuerdo al informe CNR-CIREN (1997). En dicho informe, se reportan los menores valores de evapotranspiración potencial total mensual durante invierno (junio-julio), en torno a  $40 \text{ mm}$ , mientras que los mayores valores se estiman para el periodo diciembre-enero, con  $170 \text{ mm}$ .

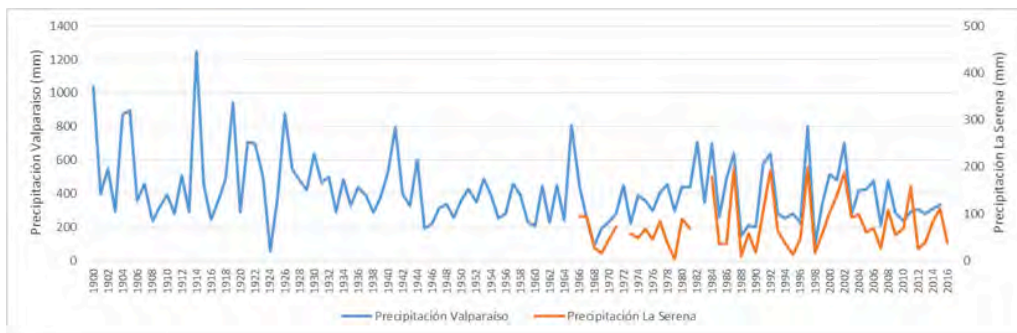


**Figura 2.7:** Precipitaciones acumuladas anuales registradas en la estación La Florida, La Serena, entre 1966 y 2016 (Dirección Meteorológica de Chile).

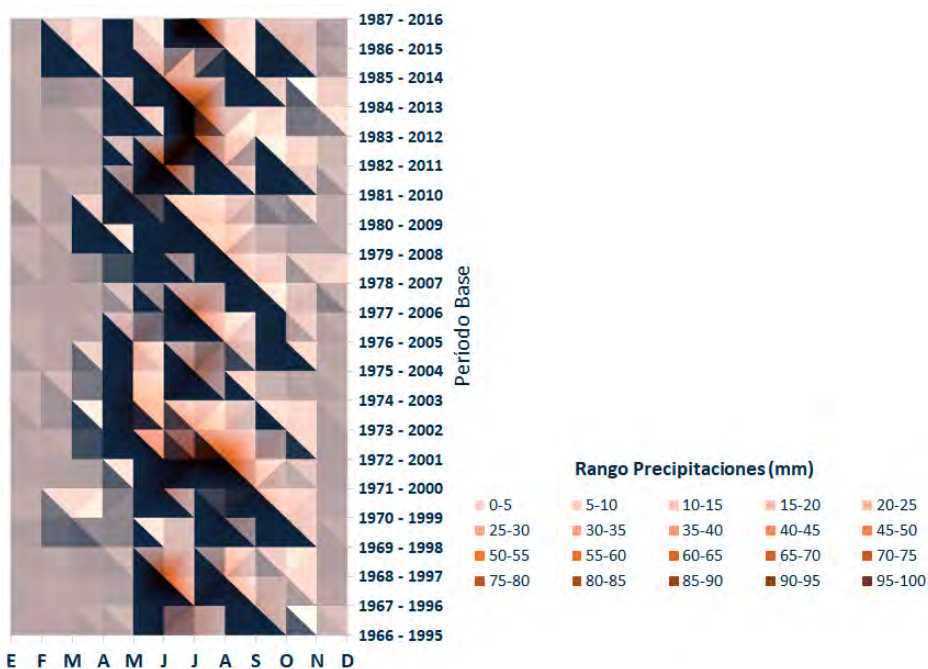
### Tendencias de Cambio Climático y Variabilidad Climática

Para el análisis local de las tendencias históricas del cambio climático contemporáneo, se requiere contar con registros históricos de larga data. Desafortunadamente los registros atmosféricos y oceanográficos en la región de Coquimbo se inician en la segunda mitad del siglo XX. Se encuentran disponibles las siguientes series de tiempo: a) 51 años de temperatura Ambiente Diaria (Media diaria, Mínima y Máxima alcanzadas), b) 51 años de Precipitaciones Diarias, c) 56 años de temperatura Superficial del Mar mensual y d) 36 años nivel del mar horario. Además, se cuenta con un registro de 35 años de oleaje reconstruido cada 3 horas frente a los Vilos. En la Tabla 2.2 se detallan las principales características de estos registros disponibles. En este capítulo nos centraremos en el análisis de los registros atmosféricos, mientras que en el Capítulo 7 se analizarán los registros oceanográficos en el contexto de las vulnerabilidades frente al cambio climático contemporáneo.

De acuerdo al registro de la estación La Florida en La Serena, las precipitaciones acumuladas anuales entre 1966 y 2016 presentan grandes variaciones interanuales e incluso interdecadales (Figura 2.7). En promedio, entre 1966 y 2016, precipitaron menos de 80 mm por año en La Serena, pero el año 1972 precipitaron 229 mm y los años 1983, 1984, 1987, 1992, 1997, 2002 y 2011 el agua caída superó los 150 mm. Es importante destacar que todos estos años, salvo el 2011, corresponden a años con fuertes eventos El Niño (NOAA 2017), donde se espera un incremento de las precipitaciones asociado a este fenómeno de variabilidad climática (Quintana & Aceituno 2012, Rutlant 2004). Por otro lado, el año con menores precipitaciones registradas en el período de análisis corresponde al año 1979, donde se alcanza un mínimo histórico de 4,3 mm anuales de precipitaciones. Los años 1969, 1988, 1990, 1995 y 1998 se registran menos de 20 mm anuales de precipitaciones. De estos, sólo los años 1988, 1995 y 1998 corresponde a eventos La Niña (NOAA 2017), donde se espera una disminución de las precipitaciones. Como uno de los efectos del cambio climático contemporáneo, se prevé un incremento en la ocurrencia de eventos El Niño (Cai et al. 2014), tanto en su fase cálida como fría (La Niña). Así, estas grandes fluctuaciones año a año en las precipitaciones de la región de Coquimbo, se espera



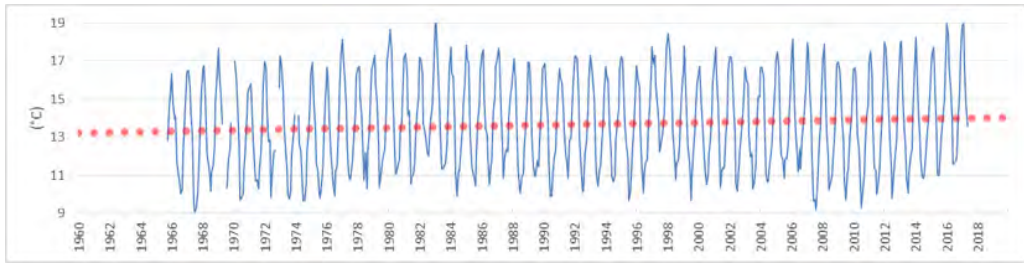
**Figura 2.8:** Comparación precipitaciones anuales Valparaíso – La Serena. Para ilustrar de mejor manera la coherencia entre ambas series, se han cambiado las escalas entre ambas estaciones.



**Figura 2.9.** Evolución Mensual del rango de precipitaciones registradas en La Serena calculadas en base a períodos de 30 años (1966-1995 a 1987-2016). Se puede apreciar la marcada estacionalidad de los períodos más antiguos con precipitaciones concentradas en 5 meses a una distribución más uniforme en los últimos años, con precipitaciones distribuidas en 10 meses al año.

se agudicen para mediados y fines de siglo. En este sentido, di Castri & Hajek (1976) reconocen que la extrema variabilidad de las precipitaciones en la región de Coquimbo a través de los años es tal vez el factor ecológico dominante de la zona.

Al intentar verificar si la tendencia de las precipitaciones en la Región se encuentra



**Figura 2.10:** Promedios mensuales de la temperatura ambiental diaria entre octubre de 1965 a Mayo de 2017, registrada en la estación La Florida, La Serena.

disminuyendo, resalta que en el período de análisis, por el contrario, estas se encuentran aparentemente incrementando. Esta contradicción es producto de intentar conseguir una síntesis para un fenómeno que ocurre en una escala global y temporal, con el análisis de una única estación que se extiende por unas pocas décadas de registro. Recabando información histórica previa, Antonioletti et al. (1974) con 50 años de registros destacan que La Serena alcanza un promedio anual de precipitaciones de 126 mm. Mientras que Novoa & López (2001) indican que precipitación promedio de la zona alcanza 130 mm anuales, sobre la base de datos registrados en la primera mitad del siglo XX. De igual forma, Fuenzalida (1965) indica que las precipitaciones en La Serena, alcanzan 133 mm por año. Se tiene así un indicio que las precipitaciones anuales en torno a los 80 mm en la Región de Coquimbo en los últimos 50 años son bastante menores a las que se presentaban en la primera mitad del siglo XX, en torno a los 130 mm anuales.

Para verificar esta tendencia en las disminución de las precipitaciones, se puede recurrir a la comparación con los registros de Valparaíso (Figura 2.8), dado que esta zona se encuentra próxima a la Región de Coquimbo. Se aprecia que en los últimos 50 años, el agua caída en La Serena presenta una aceptable coherencia con el registro de Valparaíso: En general, cuando existe un incremento en Valparaíso, también se presenta un incremento en La Serena y al mismo tiempo una disminución en las precipitaciones en Valparaíso, es acompañada de una disminución en La Serena. Como en la serie de Valparaíso, que data de 1900 se aprecia una tendencia a la baja en el agua caída, es aceptable asumir que en La Serena, también se ha experimentado una disminución. Al revisar el comportamiento estacional de las precipitaciones en La Serena (Figura 2.9), se observa también un cambio de comportamiento en las mismas. Mientras que en el período 1966 - 1995, las precipitaciones se concentraban en los meses de mayo a septiembre, durante los últimos 30 años las precipitaciones parecen distribuirse mejor a lo largo de todo el año. Además los meses de mayores precipitaciones que antiguamente eran de mayo a julio, parecen haberse desplazado al período junio-agosto.

Tal como se verá en el capítulo 7 con respecto a la temperatura ambiente, la Figura 2.10 muestra la evolución mensual de los promedios diarios de la temperatura registrada en La Serena entre 1965 e inicios de 2017. Se puede apreciar una marcada

**Tabla 2.3:** Tamaño (Km<sup>2</sup>) de cuencas y subcuencas de la Región de Coquimbo (BNA=Banco Nacional de Aguas).

Sistema	Código BNA	Tamaño (km <sup>2</sup> )	Porcentaje cuenca en Región	Longitud (km)	Caudal medio (m <sup>3</sup> /s) Entrada – Salida
Río Elqui	043	9.825	27,9	75	8,1 – 1,0
Costeras entre Elqui y Limarí	044	2.299	6,53		
Río Limarí	045	11.696	33,2	64	15,1 – 7,5
Costeras entre Río Limarí y Río Choapa	046	1.667	4,73		
Río Choapa	047	8.124	21,7	160	13,2 – 12,8
Costeras entre Río Choapa y Río Quilimarí	048	1.293	3,67		
Río Quilimarí	049	783	2,22	22	0,392

estacionalidad con una amplitud de unos 6°C entre la época invernal y estival. Se observa además la existencia de una tendencia lineal positiva, mostrando un incremento de casi 1°C en los 51 años de análisis. Esto es un aumento superior a la media mundial, donde en 100 años se ha registrado un incremento del orden de 1°C (IPCC 2014). Los eventos El Niño de los años 1982-83 y 1997-98 reflejan una marcada anomalía en la temperatura ambiental.

Esta tendencia de largo plazo en la temperatura ambiente de la Región, ha sido ampliamente discutida y comentada en la Tercera Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (MMA 2017), donde se analizaron un conjunto de factores que podrían definir la vulnerabilidad por regiones, concluyendo que las regiones del Centro y Norte de Chile se encuentran entre las más amenazadas. Para la región de Coquimbo, se consignan escenarios probables o muy probables de cambio climático con las siguientes amenazas asociadas: Disminución de precipitaciones, aumento de la temperatura, aumento del nivel del mar, aumento de la temperatura superficial del mar, inundaciones del borde costero, ocurrencia de sequías prolongadas, aluviones y marejadas. Varias de estas amenazas se relacionan directamente con la hidrología de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

## HIDROGRAFÍA DE LAS PRINCIPALES CUENCAS DE COQUIMBO

En la Región de Coquimbo desaparece la depresión intermedia y el relieve altiplánico, y se presenta una región montañosa interna surcada por estrechos valles transversales que drenan la vertiente pacífico de la cordillera. En los interfluvios se presentan pequeñas cuencas costeras, sin respaldo andino. En el caso de los valles transversales los acuíferos están constituidos por rellenos cuaternarios fluviales adyacentes a los cauces de los ríos, proviniendo su alimentación de la infiltración de los recursos superficiales. En general, son acuíferos libres de elevada productividad

(Sacha et al. 2005).

En la Región existen tres sistemas hidrográficos principales (Tabla 2.3), todos ellos de características exorreicas: río Elqui, río Limarí y río Choapa, que comprende el 83% del sistema hidrográfico de la Región. Además, también hay subcuencas, cauces menores y quebradas (Tabla 2.3), sobre todo costeros, la mayoría de los cuales tiene régimen esporádico (Niemeyer & Cereceda 1984), ya que sólo transportan agua superficial después de grandes lluvias (INDAP 2008). Existen, además, importantes recursos de aguas subterráneas distribuidos en diez grandes acuíferos, entre los que destacan: Los Choros, Juan Soldado, Pan de Azúcar, Tongoy y Pupío (INDAP 2008).

La forma de las redes de drenaje de las principales cuencas son similares, con avenamiento dendrítico equidimensional y orientación general de oriente a poniente, con cauces afluentes que siguen los lineamientos de la tectónica regional. Como es natural, con el avance de la latitud, los parámetros que definen el comportamiento hidrológico aumentan de norte a sur. Así el río Choapa en Puente Negro tiene un módulo de 9,45 m<sup>3</sup>/s, algo superior a los módulos del Limarí y Elqui que son muy parecidos entre sí. También los caudales medios de los principales ríos van aumentando de norte a sur (Tabla 2.3). Sin embargo, a pesar de que sus cabeceras (localizadas entre los 3.000-4.500 m.s.n.m) y las mayores cumbres son semejantes, el aumento de las precipitaciones y la acumulación en forma de nieve en la alta cordillera son los factores determinantes de su comportamiento (Niemeyer & Cereceda 1984).

La precipitación media anual de las cuencas alcanza a 222 mm por año y la disponibilidad de agua a unos 1.411 m<sup>3</sup> por habitante al año (FAO 2000). Puesto que estas cuencas no reciben, a la fecha ni en ninguna época histórica, trasvase de aguas desde otras cuencas vecinas, ni existen sistemas de desalinización en la zona, todas las actividades desarrolladas, en cuanto a sus requerimientos hídricos, se realizan con el aporte de agua que proveen las precipitaciones, de por sí escasas y variables entre años. Esto implica acentuadas variabilidades en el régimen de escorrentía superficial de los cauces naturales de las cuencas, existiendo años secos proclives a generar sequías, así como años con elevadas precipitaciones. Los años lluviosos recargan los sistemas hídricos, pero son proclives a experimentar crecidas y aluviones (ver Capítulo 7).

Es importante considerar en la hidrología de los humedales costeros la estructura de consumo de cada cuenca, teniendo en cuenta los rubros agrícolas, agua potable, industria, minería y forestal (Tabla 2.4), que modifican los aportes naturales y el balance hídrico de cada humedal. Independientemente del año hidrológico (i.e. húmedo, medio o seco), las precipitaciones se concentran durante la época de otoño e invierno. En sentido opuesto, los mayores requerimientos hídricos ocurren en los meses de mayor calor, (i.e., primavera y verano), esto a contrapelo del régimen de precipitaciones. Cada una de estas problemáticas conlleva a que el sistema hídrico tenga diversas fuentes de fragilidad y que por ello el manejo hídrico sea crucial

**Tabla 2.4:** Estructura del consumo de agua (Fuente DGA 2007) en las principales cuencas de la Región de Coquimbo.

Cuenca	Actividad	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	Porcentaje por caudal
<b>ELQUI</b>	Agricultura	6,09	87,4
	Agua potable	0,10	1,40
	Industria	0,17	2,41
	Minería	0,60	8,60
	Forestal	0,01	0,21
<b>LIMARI</b>	Agricultura	10,88	93,2
	Agua potable	0,31	2,70
	Industria	0,05	0,41
	Minería	0,43	3,70
	Forestal	0,01	0,11
<b>CHOAPA</b>	Agricultura	5,93	80,8
	Agua potable	0,11	1,50
	Industria	0,02	0,31
	Minería	1,27	17,3
	Forestal	0,01	0,10

tanto para la sustentabilidad como para la planificación y gestión del recurso. Por otra parte, los ríos Elqui y Choapa tiene caudales medios mínimos de 3,11 m<sup>3</sup>/s en octubre y 4,65 m<sup>3</sup>/s en abril respectivamente (DGA 2013), lo que explica que sus desembocaduras permanecen abiertas la mayor parte del año.

A nivel regional, las tres cuencas representan una superficie de 40.656 km<sup>2</sup>. Si bien la superficie de las cuencas es similar en los tres sistemas, en el Elqui y Choapa el área regada con seguridad alcanza a las 21.000 ha. En cambio la existencia de tres embalses reguladores en el Limarí es decisiva para que la superficie cultivada no sólo sea superior en 2 ½ veces a los mencionados arriba, sino que goce de una alta seguridad de riego. La superficie regada en el Limarí corresponde a extensa terrazas que flanquean su curso y permiten cultivos extensivos, tanto por la calidad de los suelos como por las condiciones climáticas más favorables que las del río Elqui, en donde priman los cultivos intensivos (Niemeyer & Cereceda 1984).

Como se ha mencionado, la zona semiárida localizada desde el río Copiapó hasta el cordón de Chacabuco, se caracteriza por tener ríos de tipo torrencial, con altas pendientes en dirección Este-Oeste condicionada por la tectónica local (Niemeyer &

Cereceda 1984). Se observa una relación directa entre los volúmenes de escorrentía superficial y las precipitaciones anuales, las cuales tienden a aumentar con la latitud (Tabla 2.3). Los ríos de esta zona presentan un régimen mixto, donde la importancia de la componente nival depende de la proporción de la cuenca que se encuentra a mayores elevaciones. Los originados en la alta cordillera son de régimen nival y presentan escurrimiento a lo largo de todo el año.

El comportamiento de los estuarios de la zona mediterránea de Chile difiere en función de su origen y tipo de cuenca. Así los ríos de origen andino, los cuales desembocan en estuarios que permanecen abiertos todo el año y que, dependiendo del grado de embancamiento de la desembocadura pueden presentar un comportamiento típicamente estuarino (Stuardo et al. 1993). El río Elqui es un claro ejemplo de este tipo de curso. Por otra parte, los ríos costeros tienen cuencas de menor tamaño y escorrentía, y al desembocar contra frentes de oleaje energéticos favorecen la formación de barras, particularmente en verano. Esto genera típicamente un canal estrecho y, en algunos casos, un cierre completo (e.g. Laguna Adelaida), con la consecuente formación de lagunas costeras. Sólo en aquellos cauces donde la boca está parcialmente protegida del acarreo litoral y de la energía de las olas, las desembocaduras se mantienen abiertas. Ejemplo de estos ríos son los estuarios de Limarí y Choapa.

Por otra parte, los ríos y esteros costeros tienden a formar lagunas o humedales en sus desembocaduras, que permanecen cerradas buena parte del año, puesto que su escorrentía superficial es baja y altamente variable. Este es el caso de los esteros Pachingo, en la cercanía de Tongoy y del estero Chigualoco, cerca de Los Vilos. Estas desembocaduras sólo se conectan al mar en condiciones excepcionales, bajo el efecto de crecidas rápidas generadas por lluvias o marejadas intensas (Cienfuegos et al. 2012). La configuración geográfica de estos humedales desarrollan una gran biodiversidad ecológica, cuyo valor ha sido ampliamente reconocido (e.g. Luna 2005) pero poco estudiado (Figueroa et al. 2009).

### **Cuenca del Río Elqui**

La cuenca hidrográfica del río Elqui se extiende desde los 29°18'S por el norte hasta los 30°26'S por el sur (DGA 2004a). El río Elqui o Coquimbo se genera a 815 m.s.n.m., 2 km. aguas arriba de Rivadavia, de la unión de los ríos Turbio que viene de oriente y Claro (Derecho) que proviene del sur. Desde Rivadavia, a 75 km. de La Serena, el río principal se desarrolla casi en dirección E-W y prácticamente no recibe afluentes, salvo varias quebradas de considerable desarrollo, normalmente secas y que sólo le aportan agua en caso de lluvia directa en los años muy húmedos (Cabezas et al. 2007). Normalmente, un área cercana a 3.900 km<sup>2</sup>, participa del comportamiento hidrológico del Elqui. Por la ribera norte las dos más importantes son las quebradas Marquesa y Santa Gracia, que le caen en su curso medio e inferior, respectivamente. Por el sur recibe las quebradas San Carlos, Arrayán y Talca, aparte de otras menores (Niemeyer & Cereceda 1984).



El recorrido total del río Elqui es de 170 km desde su afluente más alejado (Niemeyer & Cereceda, 1984). Dentro del sector se distinguen 6 sectores hidrogeológicos, que suman un almacenamiento total de 134,7 millones de m<sup>3</sup>, con caudales subterráneos que llegan hasta los 0,24 m<sup>3</sup>/s (Sacha et al. 2005). En la cuenca alta del río Turbio, cerca de la frontera con Argentina se construyó el embalse Laguna, destinado a regular las aguas del Elqui. En su curso medio y bajo recibe las aguas de alguna vertiente, cuyo aporte va desde unos pocos litros por segundo hasta más de 200 l/s. Las aguas de este río, que desemboca en el Pacífico a un costado de la ciudad de La Serena (Figura 2.11), son principalmente de origen nival y sus caudales máximos ocurren en verano por efecto del deshielo. En la cuenca se ha construido el embalse Puclaro (INDAP 2008).

En la parte alta de la cuenca, destaca la existencia de permeabilidad muy baja debido a la existencia de rocas metamórficas y sedimentarias, volcánicas y plutónicas e hipabisales del período paleozoico, motivo por el cual el escurrimiento subterráneo ocurre paralelo a los cauces. (DGA 2004a). Destacan claramente tres escurrimientos: uno en dirección ESW paralelo al río Turbio hasta el poblado de Rivadavia con una profundidad promedio de 45 m y productividad de 50 m<sup>3</sup>/h/m. Este acuífero escurre a través de rocas de permeabilidad muy baja encauzándose paralelo al río Turbio. En dirección Sur a Norte por un lecho de rocas Plutónicas escurren aguas subterráneas paralelas al río Claro o Derecho hasta la confluencia con el Turbio en Rivadavia (DGA 2004a).

Desde Rivadavia hasta la desembocadura en La Serena el acuífero escurre en dirección EW, por depósitos no consolidados o rellenos, con profundidades freáticas que varían de los 17 a los 3 metros, encajonados por rocas sedimentario – volcánicas de muy baja productividad. En este sector del valle, el acuífero freático que se extiende ininterrumpidamente a lo largo de todo el valle, sólo muestra un leve grado de confinamiento en el sector terminal (La Serena). Dicho acuífero presenta valores de transmisividad variables entre 4.200 y 100 m<sup>2</sup>/día, estimándose como valor medio unos 500 m<sup>2</sup>/día. Existe un último acuífero que escurre en dirección NSW paralelo a la cordillera de la Costa por rocas volcánico-sedimentarias del período cretácico, para juntarse al flujo subterráneo principal en las cercanías de La Serena (DGA 2004a).

El relieve de la cuenca se orienta de Oeste a Este. En el sector del nacimiento del río Elqui (confluencia de los ríos Claro y Turbio) la precordillera Andina presenta importantes alturas, destacando el Cerro Mamalluca (2.330 m.s.n.m.) por el norte y el Cerro El Molle (2.630 m.s.n.m.) por el sur del río Elqui. Desde el sector de Paiguano hasta la desembocadura en La Serena (Figura 2.11), el río Elqui posee un curso general de tipo recto y escurrimiento en sentido Oriente-Poniente (DGA 2004a).

El tramo final del río (desde el sector de El Molle hasta la desembocadura en el mar), el cauce principal presenta escurrimiento de tipo anastomosado y valles con mayores amplitudes, cuyo material de sedimentación fluvial ha originado amplias terrazas laterales de significativa importancia humana y económica para el área. Estas terrazas se encuentran claramente desarrolladas a unos 25 km



**Figura 2.11:** Desembocadura de la cuenca del río Elqui en las cercanías de la ciudad de La Serena (Región de Coquimbo). Note el desarrollo de la agricultura y la expansión urbana hacia el estuario.

de la desembocadura, el nivel superior tiene uno 30 m de altitud en sus inicios, disminuyendo en dirección al mar con una pendiente de 7%, hasta alcanzar unos 120 a 130 m cerca de la desembocadura. Las diferencias de altitud en el valle transversal, oscilan entre los 700 m por el norte del cauce principal de la cuenca y 260 m. por el sur de este mismo curso fluvial (DGA 2004a).

### **Cuenca del Río Limarí**

La cuenca hidrográfica del río Limarí se extiende desde la latitud 30°09'S por el norte hasta la latitud 31°22'S por el sur (DGA 2004b) y se localiza alrededor del centro de la región de Coquimbo. Es la cuenca de mayor tamaño de la Región con alrededor de 11.800 km<sup>2</sup> (Tabla 2.3) y en ella se emplazan varios embalses en superficie y algunos embalses subterráneos que contendrían 62 millones de m<sup>3</sup> (Sacha et al. 2005). En las subcuencas del río Hurtado se construyó el embalse Recoleta y en la subcuenca del río Grande, se emplazaron los embalses Cogotí y La Paloma.

El río Limarí se origina por la unión, dos kilómetros aguas arriba de la ciudad de Ovalle, del río Hurtado proveniente del norte y río Grande que viene del sur. Tras un recorrido de 64 kilómetros, que se inicia en Peñones, el río Limarí llega al mar al sur del Parque Nacional Fray Jorge. Al oeste de Ovalle, el río sólo recibe los aportes de algunos esteros, como el Punitaqui o Salala, y de las quebradas El Ingenio y La Plata. Tal como el caso del río Elqui, los mayores caudales se producen durante

el período de deshielo a pesar de que dichos flujos están muy modificados por la acción reguladora de los embalses (INDAP 2008).

En la parte alta de la cuenca destacan suelos de permeabilidad muy baja debido a la existencia de rocas plutónicas e hipabisales del Paleozoico Plutónico, de muy baja permeabilidad hidráulica. En la sección media, predominan las rocas volcano-sedimentarias del Cretácico-Terciario con algunas intrusiones de Terciarias plutónicas de muy baja permeabilidad. La impermeabilidad de las rocas origina que el acuífero escurra paralelo a los cursos de agua (DGA 2004b).

En la cuenca, destacan claramente tres escurrimientos: uno en dirección SW que escurre paralelo al río Hurtado con profundidades freáticas que van de los 2 a los 3,6 m, hasta las cercanías de la localidad de Ovalle (DGA 2004b). En dirección NWW (por un lecho de rocas sedimentario – volcánicas del Cretácico Terciario mixto y Plutónicas del Terciario) escurre un acuífero paralelo al río Grande hasta la confluencia con el río Hurtado en Ovalle. Destacan los bajos niveles freáticos de los acuíferos que van desde los 17 a los 4,5 m. En dirección SN escurre el último acuífero paralelo al río Combarbalá hasta el embalse La Paloma por un lecho de rocas impermeable constituido de rocas sedimento – volcánicas con profundidades freáticas de 3 a 1,5m (DGA 2004b). Desde la confluencia del Limarí con el Hurtado a la altura de Ovalle hasta la desembocadura (Figura 2.12), el acuífero escurre en dirección SWW por un lecho de depósitos no consolidados y rellenos hasta el sector de Barraza, lugar donde atraviesa un lecho de rocas plutónicas del Jurásico hasta la desembocadura al mar con profundidades que van desde los 3,1 a 1,2m (DGA 2004b).

Los primeros 43 kilómetros de recorrido del río (total 64Km), transcurren en una caja amplia de  $\pm 2$  kilómetros de ancho donde desarrolla numerosos meandros, flanqueado por extensas planicies fluviales. Hacia la Cordillera de los Andes se va encajonando, presentando laderas con pendientes muy abruptas como producto del trabajo erosivo de la acción glaciar y del agua. Al igual que la cuenca del río Elqui, esta cuenca también se encuentra dentro de la segunda agrupación regional de las Planicies Litorales y Cuencas del Sistema Montañoso Andino-Costero, presentando características geomorfológicas similares a ésta (DGA 2004b).

### **Cuenca del Río Choapa**

La cuenca hidrográfica del río Choapa se extiende desde la latitud 31°07'S hasta la latitud 32°14'S (DGA 2004c). Esta cuenca con 8.100 km<sup>2</sup> de superficie (Tabla 2.3), se origina en la cordillera de la confluencia de los ríos Cuncumén o El Butrón y Totoral. Tiene un largo de 160 km (Tabla 2.3), desembocando en la ensenada de Huentelauquén (INDAP 2008, Zuleta & Piñones 2015). El río Choapa recibe importantes tributarios en sus cursos superior y medio, como los ríos Chalinga e Illapel y el estero Camisas. En su curso inferior, el Choapa capta los exiguos aportes de los esteros La Canela y Millague. Al igual que en los ríos mencionados, el régimen de caudal del Choapa proviene del deshielo de las nieves que precipitan en la alta cordillera. Se ha construido el embalse Corrales (INDAP 2008).



**Figura 2.12:** Desembocadura de la cuenca del río Limarí en la comuna de Ovalle (Región de Coquimbo). Note el tamaño y longitud de estuario, así como el escaso desarrollo agrícola y urbano en esta zona.

En la parte alta de la cuenca destacan suelos de permeabilidad muy baja debido a la existencia de formaciones rocosas sedimento–volcánicas del período Cretácico-Terciario mixto. Estas están conformadas por coladas, brechas, tobas e ignimbritas con intercambio de lutitas calizas, areniscas y conglomerados. Las características de baja permeabilidad, origina que estas rocas sean basamento de los rellenos acuíferos. Destacan claramente tres acuíferos: uno en dirección NS que escurre hasta Illapel con una profundidad freática de 5 m alrededor de la ciudad. En dirección NWW por un lecho de rocas de depósitos no consolidados o rellenos escurre un acuífero paralelo al río Illapel hasta la confluencia con el río Choapa (DGA 2004c).

En dirección EW escurre un acuífero paralelo al estero Canela por un lecho de rocas sedimento–volcánicas hasta que cambia su rumbo en sentido NS al interceptar rocas plutónicas e hipabisales de la Cordillera de la Costa, hasta llegar a confluir con el acuífero asociado al río Choapa, el cual emerge a la llegada al mar hasta una profundidad de 0,4 m. (DGA 2004c). El cauce del río Choapa desemboca en el mar en el sector de Huentelauquén (Figura 2.13), después de recibir las aguas aportadas por un ancho árbol de escurrimientos cordilleranos, que conforman dos ejes, uno en sentido NE conformado por el río Illapel, y el otro en sentido EW que corresponde al río Choapa, los que se unen al oeste de la ciudad de Illapel, para formar un río caudaloso y encajonado aguas abajo (DGA 2004c).

El río Choapa aguas arriba de la junta con el río Illapel, se caracteriza por presentar un cauce encajonado por cerros del ambiente netamente andino, los que se presentan con laderas escarpadas, con afloramientos de roca, que aportan material derrubial al cauce a través de conos y quebradas. Desde la junta con el río Illapel hasta su desembocadura, el río se presenta rodeado por cadenas de cerros de la costa, a tal punto que sólo en algunos sectores se establecen pequeñas terrazas

de sedimentación fluvial, las que son aprovechadas para la actividad agrícola y el asentamiento de pequeños poblados (DGA 2004c).

En el sector alto del río Illapel (antes de la junta con el río Choapa) presenta características similares en su morfología al sector alto del río Choapa, debido a su carácter netamente andino donde se encuentra rodeado por cerros redondeados con intrusiones de granito en los afloramientos rocosos. La caja del río se encuentra compuesta por ripios y suelos arcillosos, en terrazas discontinuas a lo largo del cauce. Las Planicies Litorales en esta cuenca se presentan con amplio desarrollo y su modelado penetra hacia el interior, formando franjas de hasta 40 kilómetros de ancho. Su altura varía desde los 200 m.s.n.m. hacia el nivel del mar (DGA 2004c).

## **PRINCIPIOS DEL BALANCE HÍDRICO EN HUMEDALES COSTEROS**

La existencia de humedales en zonas semiáridas, como lo es la Región de Coquimbo se ve limitada por la disponibilidad de agua, que a su vez está controlada por los procesos hidrológicos que gobiernan el flujo de agua superficial y subterráneo que se producen en la cuenca aportante. Es así, como el estudio del balance hídrico en humedales requiere entender no solamente el entorno del humedal que se estudia, sino que también las condiciones climáticas del humedal y la cuenca que lo alimenta. El balance hídrico en un humedal está controlado por la ecuación de conservación de la masa, que puede ser explicada como la suma de los flujos de agua que ingresan al humedal menos los flujos de agua que salen de este, corresponde a la variación de agua almacenada en este cuerpo de agua:

$$(Q_{sp}+Q_{sb}+(P+R)/\Delta t * A)-(Q_{ef}-Ext-Inf-Ev/\Delta t * A)= \Delta V/\Delta t$$

Los ingresos de agua que recibe el humedal corresponden a los caudales superficiales que provienen desde la cuenca aportante ( $Q_{sp}$ ); los flujos de aguas subterráneas que ingresan al humedal ( $Q_{sb}$ ), la precipitación pluvial ( $P$ ) y el rocío de la neblina o camanchaca ( $R$ ) que cae sobre el espejo de agua ( $A$ ) en un determinado tiempo ( $\Delta t$ ), como por ejemplo, un mes. Las salidas de agua corresponden a los caudales efluentes del cuerpo de agua ( $Q_{ef}$ ), las extracciones antrópicas ( $Ext$ ), la infiltración que pueda ocurrir a través del lecho y la evaporación desde la superficie del agua ( $Ev$ ).

La variación de almacenamiento  $\Delta V/\Delta t$  depende del tamaño del humedal y del equilibrio existente entre ingresos y salidas de agua. Un salar, por ejemplo, corresponde a un sistema donde las salidas de agua son controladas por la evaporación y superan largamente los aportes que genera la cuenca aportante, por lo que el sistema se seca dejando una costra salina. En cambio, no es probable encontrar un cuerpo de agua donde los aportes de agua superen largamente las salidas, porque físicamente el sistema hidráulico generará un rebalse logrando el equilibrio del sistema (Arumí 1992).



**Figura 2.13:** Desembocadura de la cuenca del río Choapa en la comuna de Canela (Región de Coquimbo). Note la barrera de dunas y los islotes interiores del estuario. Se alcanza observar el desarrollo agrícola en su bordes laterales.

### **Aportes de agua a los humedales**

La escorrentía superficial puede ser un importante aporte de agua en el caso de los humedales existentes en los cauces de ríos y esteros. El caudal que escurre superficialmente en un determinado cauce depende de los procesos que controlan el régimen hídrico. La escorrentía inmediata se produce ante la ocurrencia de eventos de precipitación, muchos cauces que están normalmente secos se activan transformándose en el sistema de evacuación de excedentes de agua lluvia que caen en la cuenca. Un ejemplo de esta condición son los aluviones que ocurrieron en el Norte de Chile durante los años 2015 y 2017.

El deshielo se produce en los cauces cuya cabecera se encuentra ubicada en las zonas altas de la Cordillera de los Andes reciben aportes de derretimiento de nieves durante la primavera y el verano dependiendo de la velocidad con que se derrite el manto nival o los glaciares.

El flujo base es el caudal que se mantiene en el río durante los meses de estiaje. Este caudal se puede producir por derretimiento de glaciares o liberación de aguas subterráneas almacenada en la parte superior de la cuenca. En cuencas de media a baja altitud, el flujo base, se produce únicamente los procesos de almacenamiento y liberación de aguas subterráneas pues a dicha altitud no existe aporte nival o glaciar. La combinación de escorrentía inmediata, deshielo y flujo base a lo largo del año genera la escorrentía superficial total que posee un cauce.

Para la mantención de los ecosistemas costeros la existencia de un flujo base es un aspecto crítico, por lo que estos ecosistemas son dependientes de la liberación de aguas subterránea almacenada en acuíferos porosos o en sistemas de agua subterránea (Távora-Espinoza & Sanz 2010, Gmati et al. 2011, Andermann et al. 2012, Muñoz-Villers & McDonnell 2012). Es por lo anterior que los oasis, puquios u ojos de agua se refieren a humedales dependientes de aguas subterráneas. Estos puede haber sido recargados localmente por infiltración de lluvias recientes, como lo es el caso del humedal costero de Ritoque en la Región de Valparaíso (Arumí 1992), o pueden ser precipitaciones más antiguas que recargaron el acuífero en épocas húmedas y que tras un proceso de transporte de miles de años, alimenta los manantiales costeros del norte de Chile (Herrera & Custodio 2014).

### **Pérdidas de agua por evaporación**

Las pérdidas de agua por evaporación desde un humedal pueden llegar a ser el factor limitante en zonas áridas o semi-áridas. De acuerdo con el balance hídrico de Chile, publicado por la DGA (1987) la evaporación desde un espejo de agua varía entre 1500 a 2000 mm por año. Como referencia, para un humedal de 1 hectárea esto significa una pérdida de agua de 15.000 a 20.000 m<sup>3</sup> por año, equivalente al riego de dos a tres hectáreas agrícolas.

Las pérdidas de evaporación desde el espejo de agua se producen como una respuesta al desbalance térmico que se produce cuando la superficie terrestre recibe mayor energía que la atmósfera. En condiciones de humedad, la evaporación es entonces el principal mecanismo que compensa este desbalance transportando energía desde la superficie a la atmósfera. Por ello, la tasa de evaporación depende de la radiación solar, que es el suministro de energía, y la facilidad con que puede ser transportada esta energía, que depende del viento. Las pérdidas de agua por evaporación pueden alcanzar valores significativos en grandes cuerpos de agua. Por ejemplo, en el caso de la Laguna del Laja, Pérez (2017) estimó pérdidas de hasta 5 m<sup>3</sup>/s desde este cuerpo de agua. Por otro lado y a diferencia del caso anterior, la presencia de camanchaca limita las pérdidas por evaporación desde humedales costeros, permitiendo la mantención de estos cuerpos de agua, incluso bajo limitados aportes de agua.

En definitiva, el estudio del balance hídrico en humedales no es trivial, pues cada caso es diferente y es necesario entender los procesos hidrológicos que controlan tanto, los ingresos como las salidas de agua. Las generalizaciones llevan a percepciones erradas que normalmente se estrellan contra los datos y la realidad (Beven 2012).

### **CONCLUSIONES**

Geográficamente, la Región de Coquimbo se ubica en una transición entre el clima mediterráneo desértico y semidesértico, con marcados gradientes latitudinales en los ciclos anuales de temperatura, humedad, viento, radiación solar y precipitaciones. Sin embargo, los registros más extensos de temperatura y precipitaciones

disponibles para la región muestran que en las últimas décadas el clima de la región está experimentando cambios, que se expresan en una disminución de las precipitaciones y un aumento gradual de la temperatura. Además, se experimentan anomalías que se pueden explicar por la ocurrencia de El Niño, la Oscilación Miltidecadal de Océano Pacífico y el Modo Anular del Sur.

Al analizar las consecuencias del ciclo anual del clima de la Región sobre el balance hídrico de los humedales costeros, se observa que ellos presentan un fuerte contraste en su régimen hídrico, en el cual pasan de un invierno de baja evaporación, producto de la menor radiación temperatura, a una condición estival en la cual prácticamente desaparece el aporte superficial de agua y el sistema pasa a ser sostenido por reservas subterráneas y el rocío de la Neblina o Camanchaca. Algunos de estos sistemas presentan conexión con el mar, lo que representa ingresos intermitentes de agua de mar, regidos por el periodo de las mareas. Por lo tanto, ecológicamente, los humedales costeros presentan un funcionamiento variable, asociado a factores geomorfológicos, hidrológicos y de climatología local. En este sentido, es importante considerar la necesidad de observaciones locales al momento de evaluar la dinámica estacional e interanual de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

## **AGRADECIMIENTOS**

Julio Salcedo agradece al proyecto FONDECYT **11160309**. La Dirección Meteorológica de Chile proporcionó los datos de la estación La Florida.

## **REFERENCIAS**

Ancapichún S & Garcés-Vargas J (2015). Variability of the Southeast Pacific Subtropical Anticyclone and its impact on sea surface temperature off north-central Chile. *Ciencias Marinas* 41: 1-20.

Andermann C, Longuevergne L, Bonnet S, Crave A, Davy P & Gloaguen R (2012). Impact of transient groundwater storage on the discharge of Himalayan rivers. *Nature Geosciences* 5: 127-132.

Antonioletti R, Schneider H, Borcosque JL & Zarate E (1974). Características climáticas del Norte Chico (26° a 33° lat. S). Instituto de Investigación de Recursos Naturales. Santiago, Chile.

Arumí JL (1992). Un Modelo Hidrogeológico Simple para la Explotación de un Acuífero Costero. Cuarto Encuentro Científico sobre el Medio Ambiente. CIPMA, Valdivia, Chile.

Beven K (2012). *Rainfall-Runoff Modelling: The Primer*. 2nd Edition. Wiley-Blackwell, USA. 488 pages.

Cabezas CR, Cepeda J & Bodini A (2007). Descripción cartográfica de la hoya hidrográfica del Río Elqui. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.



- Cai W, Borlace S, Lengaigne M, Van Rensch P, Collins M, Vecchi G, Timmermann A, Santoso A, McPhaden MJ, Wu L, England MH, Wang G, Guilyardi E & Jin FF (2014). Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature climate change* 4: 111-116.
- Cienfuegos R, Campino J, Gironás J, Almar R & Villagrán M (2012). Desembocaduras y Lagunas Costeras en la Zona Central de Chile. En: Fariña J.M & A. Camaño (eds). *Humedales Costeros de Chile*, pp. 22-65. Ediciones Universidad Católica, Santiago. Chile.
- CNR-CIREN (1997). Cálculo y cartografía de la evapotranspiración potencial en Chile. Informe Final. Comisión Nacional de Riego (CNR) – Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). 54 pp.
- CONAMA (2006). Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica. Centro de Ecología Aplicada & Comisión Nacional del Medio Ambiente. Informe Final. Contrato CONAMA N°31-22-001/05.
- CR2 (2015) La megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro. Informes a la Nación. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia.
- DGA (1987). Balance hídrico de Chile. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas (DGA), Santiago, Chile, 58 pp.
- DGA (2004a). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: cuenca del río Elquí. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile.
- DGA (2004b). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: cuenca del río Limarí. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile.
- DGA (2004c). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: cuenca del río Choapa. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile.
- DGA (2007). Estimaciones de demanda de agua y proyecciones futuras. Zona I. Regiones I a IV. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Aguas. 571 p.
- DGA (2013). [En línea]. Información Oficial Hidrometeorológica y de Calidad de Aguas en Línea. Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas. Chile. Disponible <http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes>.
- DGA (2016). Atlas del Agua Chile 2016. Ministerio de Obras Públicas, Santiago de Chile.
- Di Castri F & Hajek ER (1976). Bioclimatología de Chile. Vicerrectoría Académica, Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile, 128pp.

Falvey M & Garreaud RD (2009). Regional cooling in a warming world: recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006). *Journal of Geophysics Research* 114: D04102, 16 pp.

FAO (2000). [En línea]. Sistema de Información sobre el Uso del agua en la agricultura y el medio rural de la FAO. Chile. Disponible en [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries\\_regions/chile/indexesp.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/chile/indexesp.stm).

Figueroa R, Suarez ML, Andreu A, Ruiz VH & Vidal-Abarca M R (2009). Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile Central. *Gayana (Concepción)*, 73: 76-94.

Fuenzalida H (1965). Clima. En: *Geografía Económica de Chile*, pp. 98 – 132. Corporación de Fomento de la Producción. CORFO, Santiago.

Gillett NP, Kell TD & Jones PD (2006). Regional climate impacts of the Southern Annular Mode. *Geophysical Research Letters* 33: L23704, 4 pp.

Gmati S, Tase N, Tsujimura M & Tosaki Y (2011) Aquifers Interaction in the Southwestern Foot of Mt. Fuji, Japan, Examined through Hydrochemistry and Statistical Analyses. *Hydrological Research Letters* 5: 58-63.

Herrera C & Custudio E (2014). Origin of waters from coast of Chile, small springs located at the northern in the vicinity of Antofagasta. *Andean Geology*, 41: 314-341.

INDAP (2008). Programa agropecuario para el desarrollo integral de los pequeños productores campesinos del secano de la Región de Coquimbo (PADIS). Instituto de Desarrollo Agropecuario, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.

IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland.

Kingsford RT (1997). Wetlands of the world's arid zones. A contribution from the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran 1971) to the First Session of the Conference of the Parties to the UN Convention to Combat Desertification. Rome, Italy.

Luna D (ed) (2005). *Los humedales No Pueden Esperar: Manual Para el Uso Racional del Sistema de Humedales Costeros de Coquimbo*. Corporación Ambientes Acuáticos de Chile. Santiago, Chile.

MMA (2017). *Tercera Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático 2016*. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

Muñoz-Villers L & McDonnell J (2012). Runoff generation in a steep, tropical montane cloud forest catchment on permeable volcanic substrate. *Water Resources Research* 48 (W09528): 1-17.

Nicholson SE (2011). *Dryland Climatology*. Cambridge University Press. New York, USA.

Niemeyer H & Cereceda P (1984). *Geografía de Chile: Hidrografía*. Tomo VIII. Instituto Geográfico Militar, Chile.

NOAA (2017). Historical El Niño/ La Niña episodes (1950-present). Disponible: [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml). Consultado el 17 de Junio de 2017.

Novoa J & D López (2001). IV Región: El Escenario Geográfico Físico. Pp. 13-28, in Squeo, F.; Arancio G. y J. Gutiérrez (eds). *Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Núñez J, Rivera D, Oyarzún R & Arumí JL (2013). Influence of Pacific Ocean multidecadal variability on the distributional properties of hydrological variables in north-central Chile. *Journal of hydrology* 501: 227-240

Pérez A (2017). *Evaluación de modelos para estimar evaporación en cuerpos de agua: Caso de estudio Laguna del Laja*. Proyecto para optar al Título de Ingeniero Civil Agrícola. Universidad de Concepción. 51 pp.

Pizarro O & Montecinos A (2004). El Niño y la Oscilación Sur. En *Biología Marina y Oceanografía: Conceptos y Procesos*, Tomo I, Werlinger C (editor). Universidad de Concepción, Chile. Pág.: 197 – 224.

Quintana JM & Aceituno P (2012). Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43° S. *Atmósfera* 25: 1-22.

Rutlant JA (2004). Aspectos de la circulación atmosférica de gran escala asociada al ciclo ENOS 1997-1999 y sus consecuencias en el régimen de precipitación en Chile central. En: Avaria S., Carrasco J., Rutlant J. & Yáñez E. (eds.). 2004. *El Niño-La Niña 1997-2000. Sus Efectos en Chile*, pp. 61-76. CONA, Chile, Valparaíso.

Sacha F, Ana María y otros (2005). *Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego*, Informe Final, División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Santibáñez F, Santibáñez P, Caroca C, Morales P, González P, Gajardo N, Perry P & Melillán C (2014). *Atlas del Cambio Climático en las Zonas de Régimen Árido y Semirárido: Regiones de Coquimbo, Valparaíso y Metropolitana (Chile)*. Centro de Agricultura y Medioambiente, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Imprenta Gráfica Marmor, Santiago, Chile.

Stuardo J, Valdovinos C, Figueroa R & Ochipinti A (1993). Los ambientes costeros del Golfo de Arauco y área adyacente. *Serie Monografías Científicas, Centro EULA (Chile)* 9: 157.

Sydeman WJ, García-Reyes M, Schoeman DS, Rykaczewski RR, Thompson SA, Black BA & Bograd SJ (2014). Climate change and wind intensification in coastal upwelling ecosystems. *Science* 345 (6192): 77-80.

Távora-Espinoza L & Sanz E (2010). Hidrogeología e hidrodinámica del acuífero de los manantiales de Gormaz y su importancia en el caudal base del río Duero, España. *Tecnología y Ciencias del Agua* 1: 5-15.

Vargas G, Pantoja S, Rutllant JA, Lange CB & Ortlieb L (2007). Enhancement of coastal upwelling and interdecadal ENSO-like variability in the Peru-Chile Current since late 19th century. *Geophysical Research Letters* 34: L13607, 6 pp.

Wang C (2002). Atmospheric circulation cells associated with the El Niño–Southern Oscillation. *Journal of Climate* 15: 399-419.

Wang S, Huang J, He Y & Guan Y (2014). Combined effects of the Pacific Decadal Oscillation and El Niño-Southern Oscillation on Global Land Dry-Wet Changes. *Scientific Reports (Nature)* 4: 6651, 8 pp.

Zuleta C & Piñones C (eds) (2015). *Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana*. Ediciones Universidad de La Serena – Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile, 175 pp.

III. VERTEBRADOS  
TERRESTRES & ACUATICOS  
de los Humedales Costeros de Coquimbo

Carlos Zuleta, Daniel Hiriart & Víctor Bravo



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación.  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 59-76 (2018).  
Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente



### CAPÍTULO 3: VERTEBRADOS TERRESTRES de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

**Carlos Zuleta<sup>1,2</sup>, Daniel Hiriart<sup>2</sup> & Víctor Bravo-Naranjo<sup>1,2</sup>**

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 2. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile (CEANOR).

**RESUMEN:** La riqueza de los vertebrados terrestre y acuáticos de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y sus ecotopos adyacentes es alta. Sin embargo, la atención que los científicos y naturalistas les han prestado a este grupo de animales es baja, asimétrica y relativamente reciente. Sin contar la avifauna, destacan por su diversidad y abundancia los reptiles como exponentes de la aridez ambiental predominante y los mamíferos en los ambientes méxicos existentes en el litoral. Así, los vertebrados no voladores, están representados por 60 especies: 31 de Mammalia, 14 de Reptilia, 10 de Pisces y 6 especies de Amphibia. Los humedales costeros y sus ecotopos adyacentes (e.g. dunas) no sólo albergan una alta diversidad de vertebrados nativos (46), sino también un gran número de especies endémicas (24) para Chile central y con problemas de conservación (40). También contienen un número importante de especies introducidas (19), algunas con el carácter de invasoras, como el pez chanchito (*Australoheros facetus*) y el sapo africano (*Xenopus laevis*), otras asilvestradas como el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y varias domesticadas como vacas (*Bos taurus*) y ovejas (*Ovis aries*). El objetivo de este capítulo es documentar la riqueza de vertebrados terrestres y acuáticos de los humedales costeros de Coquimbo, destacar sus principales características ecológicas y analizar algunas de las amenazas a su biodiversidad, a fin de contribuir a la conservación de estas especies y su ecosistema.

## INTRODUCCION

La fauna presente a lo largo de los humedales costeros de la Región de Coquimbo es singular debido a la historia geológica de la zona, a los diversos orígenes de la biota y a los procesos evolutivos a los que han estado expuestos los distintos grupos (Cepeda et al. 2000). Destacan por su riqueza los reptiles (Figura 3.2) como exponentes de la aridez ambiental predominante y los mamíferos (Figura 3.3) en los ambientes méxicos (humedales) existentes, sin contar la avifauna (ver Capítulo 5) representados por una alta riqueza de especies nativas, residentes y migratorias. El predominio de los ecosistemas xéricos de la Región, hace que la dinámica del agua sea uno de los principales determinantes de la organización de los humedales y de las comunidades biológicas que alberga (Palma et al. 2013). En este contexto, los humedales introducen heterogeneidad ambiental, en comparación con los ambientes xéricos que proporcionan hábitats muy fragmentados y depauperados, aumentando así la diversidad específica de la matriz desértica dominante a escala regional.

Cabe mencionar que dentro de los elementos de la fauna nativa de los humedales costeros de Coquimbo, los invertebrados son el taxón predominante y menos estudiado (Figueroa et al. 2009). Así por ejemplo, las charcas temporales de Huentelauquén contienen una alta riqueza de invertebrados (De Los Ríos et al. 2019), con nuevas especies a describir y endémicas para dichos sistemas (ver Capítulo 6). Especial atención merecen las poblaciones del camarón de río del norte (*Cryphiops caementarius*) en los humedales de Tongoy, Limarí y Choapa. Este crustáceo es el único representante de la familia Palaemonidae en Chile. Su estado de conservación es en Peligro de Extinción para la Región de Valparaíso y Metropolitana, y Vulnerable para el resto de su rango de distribución (MMA 2018). También la ocurrencia de una especie rara de caracol (*Omalogyra atonus*) que está muy pobremente representada en Chile, así como de varios Anfípodos y Decápodos que habitan los humedales costeros y cuya biología se desconoce, sugieren que estos ecosistemas pueden albergar una riqueza mayor que es necesario estudiar y conservar.

A pesar de la importancia de los humedales para la biodiversidad de fauna vertebrada de la Región, la atención que los científicos y naturalistas les han prestado es baja, asimétrica y relativamente reciente (Scott & Carbonell 1986, Chang et al. 1989, Tabilo et al. 2001). El objetivo de este trabajo es contribuir al conocimiento de la fauna vertebrada terrestre (reptiles y mamíferos) y acuática (anfibios y peces) de estos ecosistemas y su entorno. Para ello se realizó una revisión de la literatura, los registros de fauna publicados y accesibles en bases de datos públicas (e.g. MMA), también se aportó información inédita recabada en el campo por los autores.

## VERTEBRADOS ACUATICOS

Como ocurre en otros ambientes desérticos los vertebrados ligados a ecosistemas acuáticos, como los peces y anfibios, están pobremente representados. Aún así, en los humedales de la Región de Coquimbo, hemos logrado determinar al menos 20 especies de vertebrados acuáticos (Tabla 3.1). Estos se distribuyen en 3 Clases

**Tabla 3.1:** Riqueza taxonómica, Estado de conservación (EC) según MMA (2018) y Origen (END=Endémica, NAT=Nativa, INT=Introducida) de la fauna de vertebrados acuáticos de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

CLASE/Orden	Familia	Especie	Nombre Común	EC	Origen
<b>ACTINOPTERYGII</b>					
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey del norte	VU	END
		<i>Odontesthes brevianalis</i>	Cauque del Norte	VU	END
		<i>Odontesthes regia</i>	Pejerrey de mar	LC	NAT
Characiformes	Characidae	<i>Cheirodon piscicolum</i>	Pocha	VU	END
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa		INT
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia		INT
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	LC	NAT
Perciformes	Cichlidae	<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito		INT
Petromyzontiformes	Geotriidae	<i>Geotria australis</i>	Lamprea de bolsa	VU	NAT
Siluriformes	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus arolatus</i>	Bagre chico	VU	NAT
<b>AMPHIBIA</b>					
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella atacamensis</i>	Sapo de Atacama	VU	END
		<i>Rhinella arunco</i>	Sapo de rulo	VU	END
	Calyptocephalellidae	<i>Calyptocephalella gayi</i>	Rana chilena	VU	END
	Cycloramphidae	<i>Alsodes nodosus</i>	Sapo arriero		END
	Leiuperidae	<i>Pleurodema thaul</i>	Sapito cuatro ojos	NT	NAT
	Pipidae	<i>Xenopus laevis</i>	Sapo africano		INT
<b>MAMMALIA</b>					
Carnivora	Mustelidae	<i>Lontra felina</i>	Chungungo	VU	NAT
Rodentia	Muridae	<i>Rattus norvegicus</i>	Guarén		INT
		<i>Rattus rattus</i>	Rata negra		INT
	Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	Coipo	LC	NAT

(Amphibia en su fase acuática), 11 Ordenes, 16 familias y 17 Géneros. Del total de especies, 14 son nativas (70%) y 7 son endémicas (35%) para Chile. Sin embargo, un 30% de los vertebrados acuáticos son especies introducidas (6) y algunas de ellas pueden ser consideradas como especies invasoras como el sapo africano (*Xenopus laevis*), los cuales depredan, compiten y extirpan localmente a los vertebrados acuáticos nativos (Cattan 2004, Lobos et al. 2013).

En los humedales costeros de la Región de Coquimbo encontramos 10 especies de peces dulceacuícolas, distribuidos en 8 Ordenes, 8 Familias y 9 Géneros (Tabla 3.1). De éstas, siete especies son nativas (70%), tres son endémicas (30%) y tres son introducidas (30%). La presencia del pez chanchito (*Australoheros facetus*) en los humedales de Tongoy, El Culebrón y Pichidangui (Figura 3.1A), es preocupante





**Figura 3.1:** Vertebrados acuáticos invasores presentes en los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Chanchito (*Australoheros facetus*) y B). Sapo africano (*Xenopus laevis*, fotografía cortesía de José Brito Montero).

por su carácter invasor en otras latitudes (Iriarte et al. 2005, Ribeiro et al. 2007), lo que podría ser una amenaza relevante para la fauna acuática de la zona. Una situación similar se ha descrito para la carpa (*Cyprinus carpio*) que depreda sobre aves y peces nativos, modifica la biomasa y diversidad de macrófitas, invertebrados y zooplancton (Vilizzi et al 2014, Maceda-Veiga et al. 2017).

Los estuarios de la Región, resultan también relevantes en los procesos biológicos de la lisa (*Mugil cephalus*) y de la lamprea de bolsa (*Geotria australis*). Se ha documentado que estas especies son capaces de remontar aguas arriba desde la desembocadura de los ríos o en lagunas costeras que entran en contacto ocasionalmente con el mar (i.e. Limarí), para poner sus huevos en zonas alejadas de la influencia marina (Ruiz 1993). Nuestros datos así como las observaciones y conocimientos de los pescadores locales confirman este planteamiento.

La riqueza taxonómica de Amphibia de los humedales costeros de Coquimbo comprende al menos 6 especies, distribuidos en un Orden, 5 Familias y 5 Géneros (Tabla 3.1). De este grupo, cinco especies son nativas (83%), cuatro son endémicas (30%) y sólo una es introducida (17%). La presencia del sapo africano (*Xenopus laevis*) en el Río Limarí (Figura 3.1B) es alarmante por su carácter de especie invasora y porque podría ser una amenaza relevante para la fauna acuática de la zona (Iriarte et al. 2005). En anfibios encontramos 3 especies en estado Vulnerable: sapo de Atacama (*Rhinella atacamensis*), a nivel nacional e internacional, la rana chilena (*Calyptocephalella gayi*) y el sapo de rulo (*Rhinella arunco*), este último se encuentra también en la categoría de Casi Amenazado a nivel global (IUCN 2016).

Los mamíferos acuáticos nativos en los humedales del país están pobremente representados. Sólo podemos mencionar una especie de roedor herbívoro, el coipo (*Myocastor coypus*) y tres carnívoros; el huillín (*Lontra provocax*), el chungungo (*Lontra felina*) y el lobo de mar común (*Otaria flavescens*), estos dos últimos de

hábitos principalmente marinos que incursionan en ríos y esteros del país (Schlatter 1976). Esta baja riqueza refleja la corta existencia de nuestros humedales, así como la falta de especiación y colonización de especies neotropicales hacia nuestro territorio (Schlatter & Sielfeld 2006). En los humedales costeros de la Región, podemos encontrar al menos 4 especies de mamíferos acuáticos, distribuidos en 2 Ordenes, 3 Familias y 3 Géneros (Tabla 3.1). Dos especies de mamíferos acuáticos se encuentran con problemas de conservación: el coipo (*M. coypus*) y el chungungo (*L. felina*). El chungungo se encuentra en condición vulnerable (MMA 2018) y está amenazado por la caza ilegal (pieles), modificación y destrucción del hábitat, así como por las alteraciones de las cadenas tróficas de las cuales forma parte (Sielfeld & Castilla 1999, Medina-Vogel et al. 2004). El coipo por otra parte, que se encuentra en la categoría de preocupación menor (MMA 2018), también está amenazado por la alteración y destrucción de los humedales. Así es frecuente encontrar animales atropellados que cruzan caminos y carreteras cercanos a humedales naturales u otros hábitats marginales como estanques y canales de regadío.

Al menos 5 especies de mamíferos acuáticos han sido introducidos en Chile: 4 roedores (*Ondatra zibethicus*, *Rattus rattus*, *R. norvegicus* y *Castor canadensis*) y un carnívoro (*Mustela vison*). Todas han tenido éxito en la colonización de nuestros humedales, salvo la rata almizclera, la cual se ha mantenido confinada a Tierra del Fuego y más al sur (Venegas & Sielfeld 1998). Varios humedales costeros de la zona han sido invadidos por ratas desde centros poblados (Tabla 3.5), especialmente por el guarén (*Rattus norvegicus*). Este roedor es un excelente colonizador y buen nadador, que depreda principalmente sobre anfibios, invertebrados y aves. Compite exitosamente con los roedores nativos y es un vector de la peste bubónica, el tifus murino y varias enfermedades bacterianas y parasitarias (Iriarte 2008).

## **VERTEBRADOS TERRESTRES**

Globalmente los humedales costeros de la Región de Coquimbo poseen una importante riqueza filética de vertebrados terrestres (no voladores), la que comprende al menos: 3 Clases (Amphibia en su fase terrestre), 8 Ordenes, 22 Familias y 51 especies, de las cuales el 61% (31 especies) presentan problemas de conservación. Mammalia es el taxón con mayor riqueza con 31 especies, seguidos de Reptilia (14) y 6 especies de Amphibia. Los humedales costeros de la Región albergan 37 especies de vertebrados terrestres nativos, de los cuales un 57% (21 especies) son endémicas para Chile. Sin embargo, los humedales costeros muestran una importante (27%) fauna de vertebrados terrestres introducidos (14), particularmente de mamíferos (Tabla 3.4), a causa de la creciente presencia humana en estos ecosistemas, lo que también indicaría un deterioro progresivo de sus comunidades biológicas.

### **Herpetofauna:**

A pesar de que los reptiles y anfibios contribuyen con un gran porcentaje a la biodiversidad mundial y en particular de las zonas áridas (Pianka & Vitt 2003), se han encontrado muy pocos trabajos que describan la herpetofauna en los humedales costeros de la Región de Coquimbo (e.g. Luna 2005, MMA 2011). Algunos taxa están adecuadamente estudiados como el caso de los Anfibios (Ortiz & Díaz-Páez 2006,



**Figura 3.2:** Herpetofauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. A). Sapo de Atacama (*Rhinella atacamensis*), B). Salamaqueja (*Garthia gaudichaudii*), C). Sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thauli*), D). Iguana (*Callopistes maculatus*), E). Culebra de cola corta (*Tachymenis chilensis*).

**Tabla 3.2:** Riqueza taxonómica, Estado de conservación (EC) según RCE 2018 y Origen (END=Endémica, NAT=Nativa, INT=Introducida) de la herpetofauna de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

ORDEN/Familia	Especie	Nombre Común	EC	Origen
<b>SQUAMATA</b>				
Colubridae	<i>Phylodryas chamissonis</i>	Culebra cola larga	LC	END
	<i>Tachymenis chilensis</i>	Culebra cola corta	LC	END
Gekkonidae	<i>Garthia gaudichaudii</i>	Salamanqueja	LC	END
Teiidae	<i>Callopiastes maculatus</i>	Iguana chilena	NT	END
Liolaemidae	<i>Liolaemus atacamensis</i>	Lagartija de Atacama	VU	END
	<i>Liolaemus fuscus</i>	Lagartija oscura	LC	NAT
	<i>Liolaemus lemniscatus</i>	Lagartija lemniscata	LC	NAT
	<i>Liolaemus nigromaculatus</i>	Lagartija de mancha negra	NT	END
	<i>Liolaemus nitidus</i>	Lagarto nítido	NT	END
	<i>Liolaemus platei</i>	Lagartija de Plate	LC	NAT
	<i>Liolaemus pseudolemniscatus</i>	Lagartija lemniscata falsa	FP	END
	<i>Liolaemus silvai</i>	Lagartija de Silva	VU	END
	<i>Liolaemus tenuis</i>	Lagartija esbelta	LC	END
	<i>Liolaemus zapallarensis</i>	Lagarto de Zapallar	LC	END

Correa et al. 2016), otros como los Ofidios, casi no se mencionan debido quizás a la baja detectabilidad de este grupo. Contribuyen a este déficit la baja densidad poblacional, los cortos períodos de actividad y hábitos elusivos de las culebras (Pianka & Vitt 2003). A pesar de ello, la herpetofauna se puede considerar diversa y bien representada en humedales costeros de la Región (Figura 3.2). Así en estos ecosistemas y ecotopos adyacentes encontramos una herpetofauna constituida por 2 Ordenes (Anura en su fase terrestre), 9 Familias, 10 Géneros y 20 especies (Tabla 3.2). De éstas, 19 son nativas (95%), 15 son endémicas (75%) y sólo una especie de Amphibia (Tabla 3.1) es introducida (5%). La mayoría de las especies de este grupo se encuentran en alguna categoría de conservación (MMA 2018).

En general, dentro de los humedales costeros de la Región, observamos que los estuarios concentran la mayor riqueza de Amphibia: 3 especies en Elquí, 5 en Limarí y 4 en Choapa (Tabla 3.3). Sin embargo, humedales pequeños como laguna Adelaida y Pachingo, albergan importantes poblaciones de sapo de rulo (*Rhinella arunco*) y sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul*), que durante la estación seca se refugian en estos ecosistemas. También en estos humedales encontramos ejemplares de rana chilena (*Calyptocephalella gayi*), especie de gran tamaño (200 mm) que se encuentra en la categoría de conservación Vulnerable (MMA 2018). La presencia del sapo africano (*Xenopus laevis*) reportado sólo para el Río Limarí (Tabla

**Tabla 3.3:** Ocurrencia de la herpetofauna de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. Códigos de humedales como en la Tabla 1.6.

ORDEN/Especie	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TEN	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
<b>ANURA</b>																	
<i>Alsodes nodosus</i>										+							
<i>Calyptocephalella gayi</i>			+		+				+				+				
<i>Pleurodema thaul</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Rhinella arunco</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhinella atacamensis</i>	+												+				
<i>Xenopus laevis</i>										+							
<b>SQUAMATA</b>																	
<i>Callolaptes maculatus</i>		+			+	+	+	+	+	+			+			+	+
<i>Homonata gaudichaudii</i>	+	+	+		+		+										
<i>Liolaemus atacamensis</i>	+																
<i>Liolaemus fuscus</i>	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Liolaemus lemniscatus</i>										+	+	+	+				
<i>Liolaemus nigromaculatus</i>	+	+			+	+	+	+	+	+		+	+			+	+
<i>Liolaemus nitidus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Liolaemus platei</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Liolaemus pseudolemniscatus</i>					+	+	+	+	+								
<i>Liolaemus silvai</i>	+																
<i>Liolaemus tenuis</i>											+						
<i>Liolaemus zapallarensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Philodryas chamissonis</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Tachymenis chilensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

3.3) es preocupante, aunque falta un estudio más acabado de la distribución de esta especie, para determinar el riesgo para la biota acuática y el ecosistema de los humedales de la zona.

La riqueza taxonómica de Reptilia en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes, comprende al menos 14 especies, distribuidos en un Orden, 4 Familias y 5 Géneros (Tabla 3.2). La Familia Liolaemidae domina el ensamble con 10 especies. Todas las especies de Reptilia son nativas y 11 (79%) son endémicas de Chile. Entre los reptiles con problemas de conservación destacan en la condición de Casi Amenazadas (Tabla 3.2): la iguana chilena (*Callopiastes maculatus*), la lagartija de mancha negra (*Liolaemus nigromaculatus*) y el lagarto nítido (*Liolaemus nitidus*); mientras que en la categoría Vulnerable, encontramos la lagartija de Silva (*Liolaemus silvai*).

La riqueza y representación de los reptiles en los humedales costeros de la Región es relativamente uniforme (entre 6 a 10 especies, Tabla 3.3). Así por ejemplo, en el humedal urbano El Culebrón observamos la menor riqueza (4 especies) de reptiles, mientras que en el sitio Ramsar Las salinas de Huentelauquén registramos la mayor riqueza (10 especies) de este taxón. Tanto los humedales pequeños (e.g. La Boca) como los humedales grandes (e.g. estuarios Limarí y Choapa) albergan una alta riqueza de reptiles (Tabla 3.3). En general, se puede apreciar una ligera tendencia a la reducción de la riqueza de reptiles con la latitud (Tabla 3.3). Así el humedal de La Boca en el norte concentró el 60% de la riqueza, mientras que laguna Conchalí por el sur albergó el 40% de los reptiles presentes en los humedales costeros de la zona (Tabla 3.3).

### **Mastozoofauna:**

Los mamíferos han sido ampliamente estudiados en varios ecosistemas terrestres de la Región de Coquimbo (e.g. Cortés et al. 1995, Jaksic et al. 2004, Zuleta et al. 2008), pero estos han sido parcialmente considerados en el estudio de la biota de los humedales (e.g. Luna 2005, Fariña & Camaño 2012). De los 30 mamíferos nativos descritos para la Región de Coquimbo (Cepeda et al. 2000), alrededor de 18 especies se encontrarían en los humedales costeros y ecotopos adyacentes (Tabla 3.4). Esta cifra no considera algunos grupos de mamíferos que resultan de difícil detección, como los murciélagos, ya que para su estudio se necesitan métodos muy específicos. Algo similar ocurre con los carnívoros que son animales elusivos que generalmente se encuentran en densidades muy bajas y cuya presencia en los humedales es registrada por avistamientos ocasionales, cámaras trampas o señales indirectas de su presencia como fecas y huellas.

La riqueza taxonómica de Mammalia en los humedales costeros de la Región de Coquimbo, comprenden al menos 31 especies, distribuida en 6 Ordenes, 13 Familias y 26 Géneros (Tabla 3.4). De éstas, 18 especies son nativas (58%), 6 son endémicas (19%) y 13 son introducidas (42%). Dentro de las especies de mamíferos endémicos destacan la presencia de la marmosa (*Thylamys elegans*), único marsupial (Figura 3.3C), representante del orden Didelphimorphia en la Región, la lauchita de las

**Tabla 3.4:** Riqueza taxonómica, Estado de conservación (EC) según MMA (2018) y Origen (END=Endémica, NAT=Nativa, INT=Introducida) de la mastozoofauna de los humedales costeros de Coquimbo y ecotopos adyacentes.

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	EC	Origen
ARTIODACTYLA	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	Vaca		INT
		<i>Capra hircus</i>	Cabra		INT
		<i>Ovis aries</i>	Oveja		INT
	Camelidae	<i>Lama glama</i>	Llama		INT
		<i>Lama guanicoe</i>	Guanaco	VU	NAT
CARNIVORA	Canidae	<i>Canis familiaris</i>	Perro		INT
		<i>Lycalopex culpaeus</i>	Zorro culpeo	LC	NAT
		<i>Lycalopex griseus</i>	Zorro chilla	LC	NAT
	Felidae	<i>Felis catus</i>	Gato doméstico		INT
		<i>Leopardus colocolo</i>	Gato colocolo	NT	NAT
		<i>Puma concolor</i>	Puma	NT	NAT
	Mustelidae	<i>Conepatus chinga</i>	Chingue	LC	NAT
		<i>Galictis cuja</i>	Quique	LC	NAT
		<i>Lontra felina</i>	Chungungo	VU	NAT
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Thylamys elegans</i>	Marmosa	LC	END
LAGOMORPHA	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Liebre		INT
		<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo		INT
PERISSODACTYLA	Equidae	<i>Equus asinus</i>	Burro feral		INT
		<i>Equus caballus</i>	Caballo		INT
RODENTIA	Abrocomidae	<i>Abrocoma bennetti</i>	Ratón de Bennett	LC	END
	Cricetidae	<i>Abrothrix longipilis</i>	Ratón lanudo	LC	NAT
		<i>Abrothrix olivaceus</i>	Ratón oliváceo		NAT
		<i>Eligmodontia dunaris</i>	Lauchita de las dunas		END
		<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga		NAT
		<i>Phyllotis darwini</i>	Lauchón orejudo		END
	Muridae	<i>Mus musculus</i>	Laucha		INT
		<i>Rattus norvegicus</i>	Guarén		INT
		<i>Rattus rattus</i>	Rata negra		INT
	Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	Coipo	LC	NAT
	Octodontidae	<i>Octodon degus</i>	Degú		END
		<i>Spalacopus cyanus</i>	Cururo	LC	END



**Figura 3.3:** Mastozoofauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. A). Lauchita de las dunas (*Eligmodontia dunaris*), B). Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), C). Marmosa (*Thylamys elegans*), D). Cururo (*Spalacopus cyanus*).

dunas (*Eligmodontia dunaris*), micromamífero (Figura 3.3A) recientemente descrito para Chile central y erémico de las dunas costeras de Los Choros (Spotorno et al. 2013), y en algunos humedales como Salinas Chica y Las Salinas de Huentelauquén, abundantes colonias de cururos (*Spalacopus cyanus*), roedor herbívoro de hábitos fosoriales (Figura 3.3D).

El ensamble de carnívoros de los humedales costeros de Coquimbo es importante y frecuentemente se observan los dos zorros de Chile central (Figura 3.3): zorro culpeo (*Lycalopex culpeus*) y zorro chilla (*L. griseus*), especies definidas como de Preocupación Menor (MMA 2018) y listadas en el Apéndice II de CITES. La presencia del quique (*Galictis cuja*) y el chingue (*Conepatus chinga*), especies también catalogadas como de Preocupación Menor para Chile central (MMA 2018) son habitantes conspicuos de los humedales costeros de la Región (Tabla 3.4). También entre los carnívoros destaca la presencia del puma (*Puma concolor*) y del gato colocolo (*Leopardus colocolo*), ambas especies con poblaciones que se encuentran decreciendo (IUCN 2016) y que han sido frecuentemente avistadas o cazadas por los lugareños.



**Tabla 3.5:** Ocurrencia de la mastofauna de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. Código de humedales como en la Tabla 1.6.

Especie	LBO	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TEN	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
<b>ARTIODACTYLA</b>																	
<i>Bos taurus</i>			+										+			+	+
<i>Capra hircus</i>			+				+		+		+						
<i>Ovis orientalis</i>			+						+		+						
<i>Lama glama</i>													+				
<i>Lama guanicoe</i>	+									+							
<b>CARNIVORA</b>																	
<i>Canis familiaris</i>	+		+	+		+	+	+				+	+		+		+
<i>Conepatus chinga</i>					+	+		+	+								
<i>Felis catus</i>		+	+	+		+						+			+		
<i>Galictis cuja</i>	+										+	+	+	+		+	+
<i>Leopardus colocolo</i>									+	+	+	+					
<i>Lontra felina</i>						+							+				
<i>Lycalopex culpaeus</i>								+	+	+		+	+		+	+	+
<i>Lycalopex griseus</i>	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>DIDELPHIMORPHIA</b>																	
<i>Thylamys elegans</i>	+	+	+		+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>LAGOMORPHA</b>																	
<i>Lepus europaeus</i>	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oryctolagus cuniculus</i>		+	+		+		+		+			+					
<b>PERISSODACTYLA</b>																	
<i>Equus asinus</i>	+												+				
<i>Equus caballus</i>			+									+	+	+			
<b>RODENTIA</b>																	
<i>Abrocoma bennetti</i>										+			+				
<i>Abrothrix longipilis</i>	+							+	+	+			+			+	+
<i>Abrothrix olivaceus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eligmodontia dunaris</i>	+																
<i>Mus musculus</i>		+	+	+		+	+										
<i>Myocastor coypus</i>											+	+	+	+	+		
<i>Octodon degus</i>		+			+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+						
<i>Phyllotis darwini</i>	+	+			+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rattus norvegicus</i>			+						+								
<i>Rattus rattus</i>			+	+		+											
<i>Spalacopus cyanus</i>	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

La riqueza y representación de los mamíferos en los humedales costeros de la Región, es relativamente alta (15 de 17 humedales tienen entre 8 a 15 especies, Tabla 3.5). Así por ejemplo, en el humedal urbano El Culebrón observamos la menor riqueza (5 especies) de mamíferos, mientras que en el sitio Ramsar Las salinas de Huentelauquén registramos la mayor riqueza (19 especies) de este taxón. Tanto los humedales pequeños (e.g. La Boca) como los humedales grandes (e.g. estuarios Elqui y Limarí) albergan una alta riqueza de mamíferos (Tabla 3.5). En términos de conservación, todos los humedales costeros son importantes puesto que albergan especies endémicas de Chile central y constituyen zonas de refugio ante períodos de sequías prolongadas y eventos climáticos extremos (Meserve et al. 2011, ver Capítulo 5).

Llama la atención el alto porcentaje de especies introducidas en los humedales costeros de la Región de Coquimbo. Aparte de los múridos (*Mus musculus*, *Rattus norvegicus* y *R. rattus*) que infectan los humedales cercanos a centros poblados como Estero Tongoy o El Culebrón (Tabla 3.5), en varios humedales podemos observar la presencia de perros, gatos, lagomorfos (conejos y liebres), así como de ganado doméstico (Tabla 3.5) y algunas aves como palomas, pato negro y gorriones (ver Tabla 7.1). Perros y gatos han sido sindicados como depredadores de la fauna nativa de los humedales, particularmente de Aves (Bravo et al. 2017, Spotte 2014). Si bien uno de los servicios ecosistémicos de los humedales es la provisión de agua para el ganado doméstico (cabras, burros y vacas), su presencia en los humedales también tiene múltiples consecuencias para la biodiversidad y el ecosistema (Davidson et al. 2017). Así por ejemplo, el pastoreo del ganado en los ambientes áridos y semiáridos se concentra alrededor de los humedales, donde los animales se congregan para beber, pastar y evadir las altas temperaturas (Belsky et al. 1999, Jones 2000). Sin embargo, esto no sólo ocasiona una modificación en la riqueza y estructura de la vegetación nativa por sobrepastoreo (Andresen et al. 1990), sino también diversas perturbaciones a la avifauna (Belanger & Picard 1999, Richmond et al. 2012) y a las comunidades de invertebrados (Scrimgeour & Kendall 2003).

## **CONCLUSIONES**

Los resultados del presente estudio indican que la riqueza de vertebrados terrestres y acuáticos de los humedales de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes es alta. Destacan por su diversidad, abundancia y estatus de conservación, los mamíferos y los reptiles, con 18 y 14 especies, respectivamente. Los humedales costeros albergan una variada fauna de vertebrados acuáticos, representada por 4 especies de mamíferos, 5 de anfibios y 10 especies de peces, estos últimos muy poco estudiados en la zona. Cabe destacar el alto número de especies introducidas en los humedales costeros de la Región es alta (21), lo que indica un deterioro progresivo de sus comunidades biológicas. Aún así, la composición y distribución de los vertebrados es relativamente uniforme entre los distintos humedales. Esto sugiere que pese a las diversas amenazas antrópicas, los humedales costeros de Coquimbo, son capaces todavía de ofrecer las condiciones ecológicas para albergar

un gran número de vertebrados nativos.

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Jaime Rau Acuña de la Universidad de Los Lagos por la revisión y aportes a este capítulo. Nuestra gratitud a José Luis Brito Montero, curador del Museo de Historia Natural e Histórico de San Antonio por facilitar la fotografía de *Xenopus*.

## REFERENCIAS

Andresen H, Bakker JP, Brongers M, Heydemann B & Irmiler U (1990). Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. *Plant Ecology* 89: 137–148.

Belanger L & Picard M (1999). Cattle grazing and avian communities of the St. Lawrence River Islands. *Journal of Range Management* 52: 332–338.

Belsky AJ, Matzke A & Uselman S (1999). Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 54: 419–431.

Bravo V, Zuleta C, Rau JE, Valladares P & Piñones C (2017). Selección de presas por perros callejeros en el humedal urbano Estero Culebrón (Coquimbo, Chile). *Gayana* (in press).

Cattan PE (2004) Consecuencias ecológicas de la introducción de especies: el caso de *Xenopus laevis* en Chile. En: Antecedentes sobre la biología de *Xenopus laevis* y su introducción en Chile. Solís R, Lobos G & Iriarte A (eds). Edición Universidad de Chile-Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago, Chile.

Cepeda J, Zuleta C & Osorio R (2000). Región de Coquimbo: Biodiversidad y Ecosistemas Terrestres. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

Correa C, Donoso JP & Ortíz JC (2016). Estado de conocimiento y conservación de los Anfibios de Chile: Una síntesis de los últimos 10 años de investigación. *Gayana* 80: 103-124.

Cortés A, Torres-Mura JC, Contreras LC & Pino C (1995). Fauna de Vertebrados de Los Andes de Coquimbo: Cordillera de Doña Ana. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

Chang A, Drouilly P, Palma S, Rodríguez M. & Vilina Y (1989). Prospección de Areas de Concentración de Fauna entre la I a VII Región. Informe Final. Proyecto CONAF-FAO-PNUD, FAO-CHI 83-017. Santiago, Chile.

Davidson KE, Fowler MS, Skov MW, Doerr SH, Beaumont N & Griffin JN (2017). Livestock grazing alters multiple ecosystem properties and services in salt marshes: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 54: 1395–1405.

De Los Ríos P, Pizarro-Araya J, Alfaro, FM & Zuleta C (2019). First descriptions of aquatic crustaceans in coastal plains in northern Chile (Huentelauquen, 31°S, Coquimbo Region, Chile). *Crustaceana* 92: 73-81.

Fariña JM & Camaño A. (eds) (2012). Humedales Costeros de Chile. Aportes Científicos a su Gestión Sustentable. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

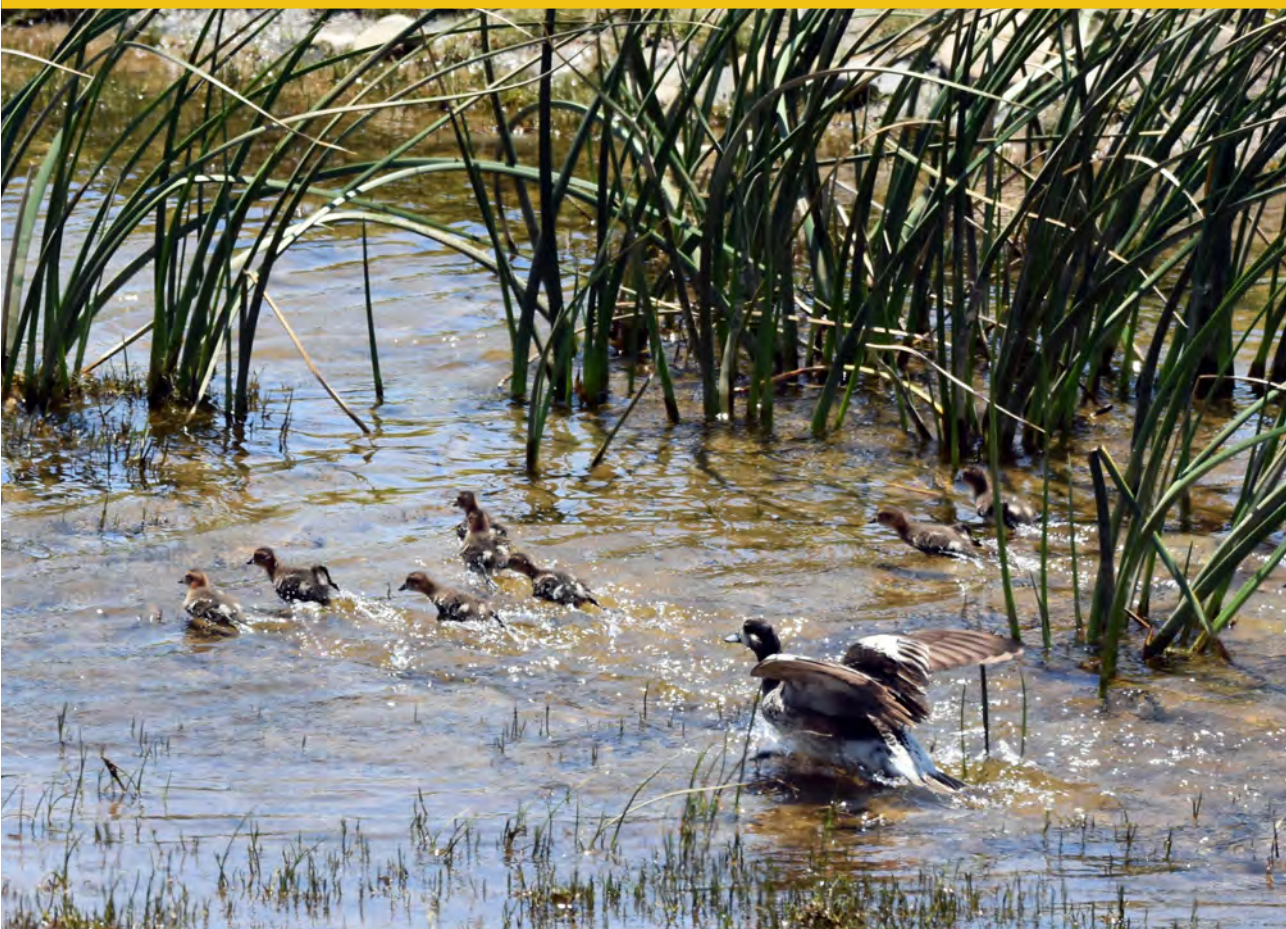
- Figueroa R, Suárez ML, Andreu A, Ruíz VH & Vidal-Abarca MR (2009). Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana* 73: 76-94.
- Iriarte JA, Lobos GA & Jaksic FM (2005). Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 143-154.
- Iriarte A (2008). *Mamíferos de Chile*. Lynx Ediciones. Barcelona, España.
- IUCN (2016) IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2016.
- Jaksic FM, Silva-Aranguiz E & Silva SI (2004). Fauna del Parque Nacional Bosque Fray Jorge: Una revisión bibliográfica. En: *Historia Natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Squeo FA, Gutiérrez JR & Hernández IR (Eds.) Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Jones A (2000). Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: A quantitative review. *Western North American Naturalist* 60:155-164.
- Lobos G, Cattán P, Estades C & Jaksic FM (2013). Invasive African clawed frog *Xenopus laevis* in southern South America: key factors and predictions. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 48: 1-12.
- Luna D. (ed) (2005). *Los humedales No Pueden Esperar: Manual Para el Uso Racional del Sistema de Humedales Costeros de Coquimbo*. Corporación Ambientes Acuáticos de Chile. Santiago, Chile.
- Maceda-Veiga A, López R & Green AJ (2017). Dramatic impact of alien carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. *Biological Conservation* 212: 74-85.
- Medina-Voguel G, Delgado C, Alvarez RA & Bartheld JL (2004). Feeding ecology of the marine otter *Lontra provocax* in Chile. *Marine Mammal Science* 20: 134-144.
- Meserve PL, Kelt DA, Previtali MA, Milstead WB & Gutiérrez JR (2011). Global climate change and small mammal populations in north-central Chile. *Journal of Mammalogy* 92: 1223-1235.
- MMA (2011). *La Protección Ambiental en los Humedales Costeros de la Región de Coquimbo*. Edición Fondo de Protección Ambiental del Ministerio del Medio Ambiente. SEREMI Región de Coquimbo, La Serena, Chile.
- MMA (2018). Lista de especies nativas según estado de conservación. Sitio web clasificación de especies silvestres (<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/>) [Consulta: Diciembre 2018].
- Ortiz JC & Díaz-Páez H (2006). Estado de conocimiento de los Anfibios de Chile. *Gayana* 70: 114-121.
- Palma A, González-Barrientos J, Reyes CA & Ramos-Jiliberto R (2013) Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 1-14.
- Pianka ER & Vitt LJ (2003). *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity*. University of California Press. London, England.

- Richmond OM, Tecklin J & Beissinger SR (2012). Impact of cattle grazing on the occupancy of a cryptic, threatened rail. *Ecological Applications* 22: 1655-1664.
- Ribeiro F, Orjuela RL, Magalhaes MF & Collares-Pereira MJ (2007). Variability in feeding ecology of a South American cichlid: a reason for successful invasion in mediterranean-type rivers? *Ecology of Freshwater Fish* 16: 559-569.
- Ruiz VH (1993). Ictiofauna del río Andalién. *Gayana Zoología (Chile)* 57 (2): 109-278.
- Scott D & Carbonell M (Compiladores) (1986). *Inventario de Humedales de la Región Neotropical*. IWRB Slimbridge-UICN. Cambridge, USA.
- Scrimgeour GJ & Kendall S (2003). Effects of livestock grazing on benthic invertebrates from a native grassland ecosystem. *Freshwater Biology* 48:347-362
- Schlatter R & Sielfeld W (2006). Avifauna y mamíferos acuáticos de humedales en Chile. En: *Macrófitas y Vertebrados de los Sistemas Limnícicos de Chile*. Vila I., Veloso A. & Schlatter R. (eds). Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Schlatter RP (1976). Penetración del lobo marino común *Otaria flavescens* Shaw en el río Valdivia y afluentes. *Medio Ambiente* 2: 86-90.
- Sielfeld W & Castilla JC (1999). Estado de conservación y conocimientos de las nutrias en Chile. *Estudios Oceanológicos* 18: 69-79.
- Spotorno AE, Zuleta C, Walker LI, Manríquez G, Valladares JP & Marin JC (2013). A small, new gerbil-mouse *Eligmodontia* (Rodentia: Cricetidae) from dunes at the coast and deserts of north-central Chile: molecular, chromosomic, and morphological analyses. *Zootaxa* 3683: 377-394.
- Spotte S (2014). *Free-ranging Cats: Behavior, Ecology and Management*. John Wiley & Sons, Ltd. West Sussex, UK.
- Tabilo E, Jorge R & Mondaca V (2001). Aves Acuáticas en Humedales Costeros de la Región de Coquimbo, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 8: 13-17.
- Venegas C & Sielfeld W (1998). *Catálogo de los Vertebrados de la Región de Magallanes y Antártica Chilena*. Ediciones Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.
- Vilizzi L, Thwaites LA, Smith BB, Nicol JM & Madden CP (2014). Ecological effects of common carp (*Cyprinus carpio*) in a semi-arid floodplain wetland. *Marine and Freshwater Research* 65: 802-817.
- Zuleta C, Pizarro-Araya J, Hiriart D, Cepeda-Pizarro J & Barriga JE (2008) Artrópodos y vertebrados terrestres del valle de Elqui (Región de Coquimbo, Chile): Riqueza, distribución y cambio climático. En: *Los Sistemas Naturales de la Cuenca del Río Elqui (Región de Coquimbo, Chile): Vulnerabilidad y Cambio del Clima*. Cepeda PJ (Ed). Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

## IV. FLORA Y VEGETACION

### de los Humedales Costeros de Coquimbo

Alex Cea V., Karina Martínez T., Víctor Pastén M. &  
Rodomiro Osorio B.



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**

Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación.

Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 77-107 (2018).

Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente



## CAPÍTULO 4: FLORA Y VEGETACION de los humedales costeros de Coquimbo

Alex Cea V<sup>1,2,5</sup>, Karina Martínez T<sup>3</sup>, Víctor Pastén M<sup>4,5</sup> & Rodomiro Osorio B<sup>1</sup>.

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 2. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile (CEANOR). 3. Consultor Freelance. 4. RedAves. 5. Laboratorio de Ecología Vegetal, Universidad de La Serena.

**RESUMEN:** La riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y sus ecotopos adyacentes es alta. Al menos 293 especies de plantas con flores, herbáceas, árboles, arbustos y cactáceas distribuidas en 70 Familias se identificaron en los humedales estudiados. Estas se encuentran dentro de las dos formaciones vegetales (Matorral desértico y Matorral arborescente) predominantes en la zona costera de la Región, las que se correspondieron con tres pisos vegetacionales: Matorral desértico mediterráneo costero de *Oxalis gigantea* y *Heliotropium stenophyllum*, Matorral desértico mediterráneo costero de *Bahia ambrosioides* y *Puya chilensis* y Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius*. Los humedales costeros y sus ecotopos adyacentes (e.g. dunas) no sólo albergan una alta diversidad de plantas nativas (60%), sino también un gran número de especies endémicas (84), algunas de ellas con problemas de conservación (16). Los humedales costeros también contienen un gran número de especies introducidas (102), lo que sugiere un deterioro progresivo de sus comunidades. Este capítulo documenta las principales comunidades vegetales y la riqueza de la flora ribereña y palustre de los humedales costeros de Coquimbo, a fin de contribuir a la conservación de estas especies y su ecosistema.

## INTRODUCCION

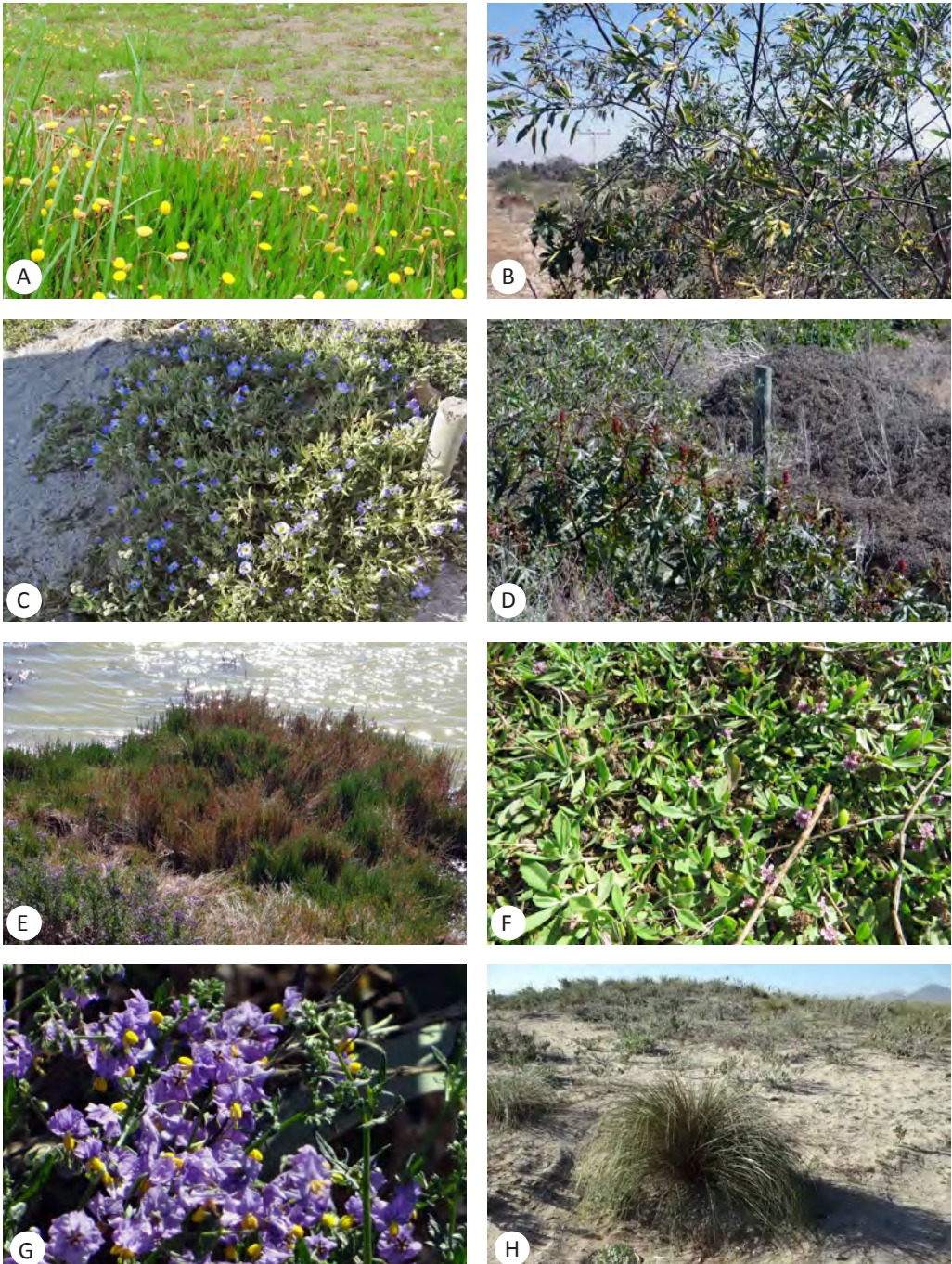
Los humedales son unidades del paisaje terrestre caracterizadas por la acumulación de agua edáfica o por afloramiento de napas freáticas. A pesar de que esas condiciones pueden considerarse extremas para las plantas, son ambientes con alta biodiversidad y productividad vegetal (Chambers et al. 2008), que generalmente presentan una gran cantidad de hábitats. Sus condiciones físico químicas permiten el establecimiento y desarrollo en forma permanente o temporal de un gran número de especies de flora vascular hidrófila, conformadas por comunidades de plantas acuáticas sumergidas, natantes, flotantes libres, emergidas palustres, arbustivas, pratenses y boscosas (Ramírez et al. 2014). Todas ellas (Figura 4.1) crecen en las riberas poco profundas de los humedales dulceacuícolas y salobres, formando parte del fitobentos vascular (Cook et al. 1974). Las plantas acuáticas (macrófitos) son productores primarios en los ambientes ribereños y proporcionan el hábitat para una gran variedad de animales asociados a estos ambientes (ver Capítulo 3).

La flora del entorno de los humedales se caracteriza por la presencia de matorrales y especies arbóreas que definen las comunidades, rodeadas de una abundante matriz de herbáceas compuestas por anuales y perennes, todas pertenecientes a ecoregiones definidas y con distintos grados de perturbación y sucesión ecológica (Gajardo 1994, Luebert & Pliscoff 2006). La dominancia de hierbas anuales y bianuales en el espectro biológico de los humedales costeros está de acuerdo con el macroclima de tipo mediterráneo (Hauenstein et al. 1988).

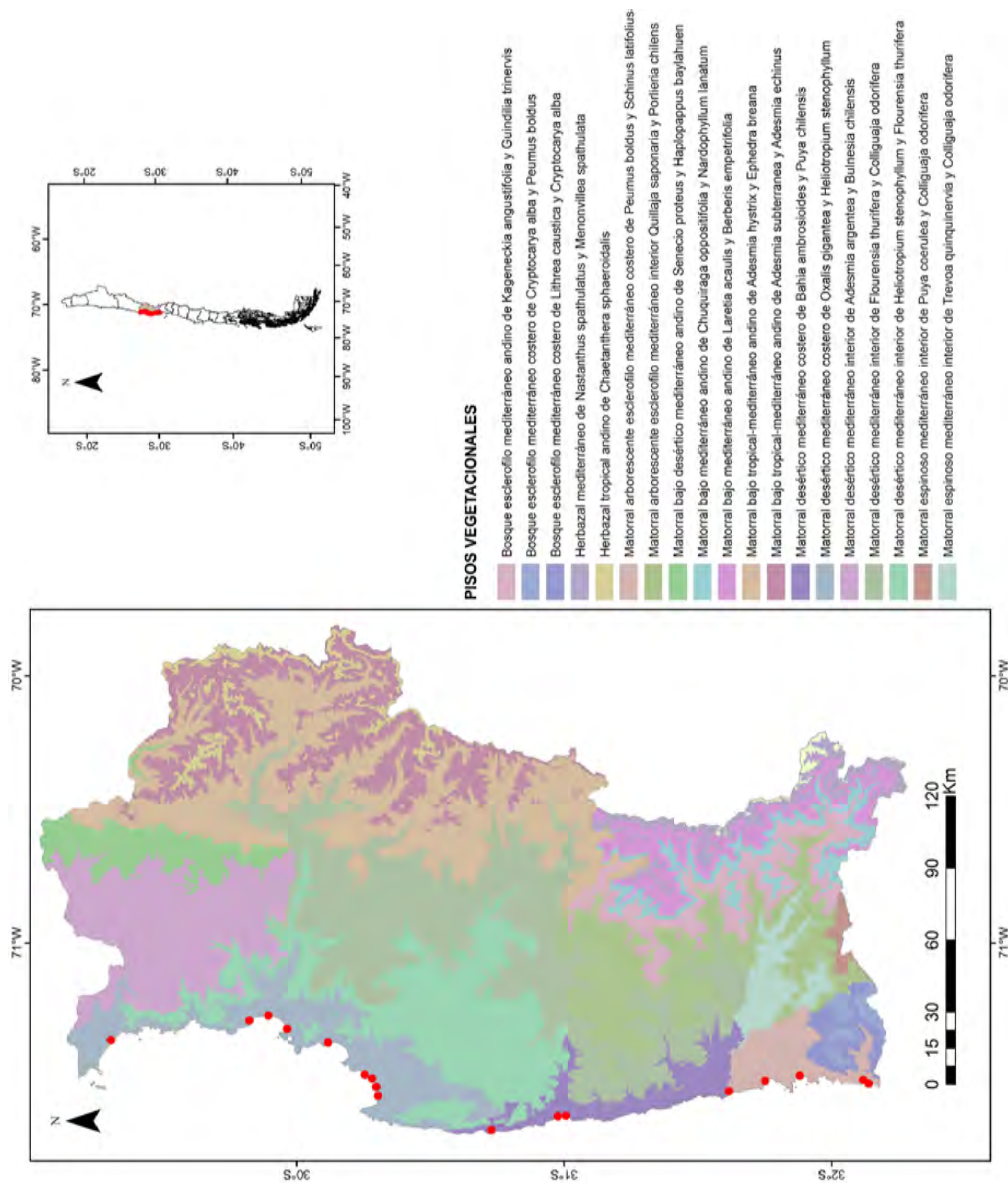
En Chile central abundan los humedales costeros, ellos se ubican de preferencia en la desembocadura de ríos y arroyos, donde predominan halófitos palustres que resisten la salinidad especialmente cambiante de estos cuerpos de agua (Ramírez & Álvarez 2012). En las zonas anegadas, donde se forman albuferas, éstas presentan abundantes comunidades de plantas acuáticas que sirven de refugio y alimentan a muchas aves, varias de ellas migratorias (ver Capítulo 5). Las plantas acuáticas constituyen una flora de tipo azonal, es decir, su distribución no es dependiente del macroclima, sino que está fuertemente influenciado por las condiciones edáficas. Por lo tanto, la flora acuática y palustre presenta amplia distribución y son frecuentemente de carácter cosmopolita (Ramírez et al. 1979).

Los Humedales costeros de la región de Coquimbo son una red de ecosistemas que albergan una alta biodiversidad (Tabilo-Valdivieso 2004). La flora vascular hidrófila coloniza los humedales concentrándose en sus márgenes con diferentes formas de crecimientos. Ríos y estuarios que normalmente tienen un escaso caudal (ver Capítulo 2), que presentan riberas cubiertas con vegetación arbustiva alta (Ramírez & Alvarez 2012), dominadas por cañas (*Arundo donax*), totora (*Typha angustifolia*) y colas de caballo (*Equisetum giganteum*). Mientras que en las marismas con vegetación herbácea de menor tamaño (Ramírez & Alvarez 2012), predominan la grama brava (*Distichlis spicata*) y la sosa (*Sarcocornia fruticosa*). En gran parte de la zona costera de la Región, existen lagunas efímeras o charcas temporales que se forman en depresiones donde se acumula agua por lluvias en invierno y primavera (ver Capítulo 6). En ellas abundan las plantas anfibias que viven en una fase acuática





**Figura 4.1:** Especies vegetales encontradas en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. A) Botón de oro (*Cotula coronopifolia*). B) Tabaco moro (*Nicotiana glauca*). C) Suspiro de mar (*Nolana paradoxa*). D) Higuera (*Ricinus communis*). E) Sosa (*Sarcocornia fruticosa*). F) Verbena de pozo (*Phyla nodiflora*). G) Hierba del chavalongo (*Solanum pinnatum*). H) Coirón (*Stipa speciosa*).



**Figura 4.2.** Formaciones Vegetales de la Región de Coquimbo y posición de los diferentes Humedales (indicados con puntos rojos) que han sido objeto del presente estudio.

primaveral y se comportan como terrestres en verano (Deil 2005). Estas lagunas albergan una flora nativa singular, donde sobresale el enanismo, la plasticidad fenotípica y la condición efímera que caracterizan a dichas especies (Alvarez 2008), las cuales están altamente amenazada por sobrepastoreo, plantaciones, implementación de riego y drenaje, urbanización rural creciente, entre otros (Rámirez & Alvarez 2012).

En el presente capítulo se pretende caracterizar en términos generales el componente vegetal (vegetación y flora), en diecisiete humedales costeros de la Región de Coquimbo (Figura 4.2) con presencia de agua en forma permanente, así como los elementos vegetales de su entorno inmediato. A continuación se describen los pisos vegetacionales de norte a sur (adaptado de Luebert & Pliscoff 2006), que tienen correspondencia con la zona costera de la Región de Coquimbo, donde se ubican los diecisiete humedales considerados en este capítulo (Tabla 4.1).

## **VEGETACION DE LOS HUMEDALES COSTEROS DE COQUIMBO**

Los humedales poseen una vegetación hidrófila del tipo intrazonal, debido a que está sujeta en gran medida a la dinámica del cuerpo hídrico en sus fases de avance, permanencia y retroceso. Estas plantas no son algas, sino vegetales superiores que crecen en estos ecosistemas. La mayoría presentan un cormo con raíz, tallo y hojas, como cuerpo vegetativo; así como flores, frutos y semillas, como cuerpos reproductivos (Ramírez & San Martín 2018). Por otra parte, la vegetación predominante del paisaje, es decir, del matorral donde se insertan los humedales, define la comunidad vegetal zonal, que depende principalmente de la frecuencia e intensidad de las precipitaciones estacionales, clima imperante y otros factores.

Conforme a lo observado en la Tabla 4.1, se puede apreciar que 13 de los 17 humedales considerados se encuentran en la formación vegetal del Matorral Desértico, situada en el norte de la Región, y cuatro en la formación vegetal del Matorral Arborescente, situada en el sur de la Región de Coquimbo. Sin embargo, de los 13 humedales más nortinos, 9 de ellos se insertan en el Piso Vegetacional del Matorral desértico mediterráneo costero de *Oxalis gigantea* y *Heliotropium stenophyllum* (Piso 17) y 4 se insertan en el Piso Vegetacional del Matorral desértico mediterráneo costero de *Bahia ambrosioides* y *Puya chilensis* (Piso 21), ambos pisos con dominancia de especies arbustivas, evidenciando el menor aporte hídrico que normalmente recibe esta zona. La nomenclatura de los pisos vegetacionales sigue lo propuesto por (Luebert & Pliscoff 2006) y su significado para la Región de Coquimbo se detallan más adelante.

Los cuatro humedales que se encuentran en la formación vegetal del Matorral Arborescente pertenecen al Piso Vegetacional Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (Piso 36), con dominancia de especies arbóreas que indican el mayor aporte hídrico que regularmente recibe esta zona ubicada en el sur de la Región de Coquimbo.

**Tabla 4.1:** Humedales costeros de la Región de Coquimbo estudiados (puntos rojos Figura 4.2) y su correspondencia con los pisos vegetacionales y formaciones vegetales establecidos por Luebert & Pliscoff (2006).

HUMEDAL	PISO VEGETACIONAL (número correspondiente)	FORMACIÓN VEGETAL
La Boca	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Laguna Saladita	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Estuario Río Elqui	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Estero Culebrón	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Laguna Adelaida	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Estero Tongoy	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Salinas Chica	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Salinas Grande	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Pachingo	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis gigantea</i> y <i>Heliotropium stenophyllum</i> (Piso 17)	Matorral desértico
Limarí	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Bahia ambrosioides</i> y <i>Puya chilensis</i> (Piso 21)	Matorral desértico
El Teniente	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Bahia ambrosioides</i> y <i>Puya chilensis</i> (Piso 21)	Matorral desértico
La Cebada	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Bahia ambrosioides</i> y <i>Puya chilensis</i> (Piso 21)	Matorral desértico
Estuario Río Choapa	Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Bahia ambrosioides</i> y <i>Puya chilensis</i> (Piso 21)	Matorral desértico
Quilimarí	Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i> (Piso 36)	Matorral arborescente
Chigualoco	Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i> (Piso 36)	Matorral arborescente
Laguna Conchalí	Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i> (Piso 36)	Matorral arborescente
Pichidangui	Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> y <i>Schinus latifolius</i> (Piso 36)	Matorral arborescente

Las descripciones de los pisos vegetacionales mencionados y los humedales que se encuentran en ellos (ver Figura 4.2), son las siguientes:

**Matorral Desértico Mediterráneo Costero de *Oxalis gigantea* y *Heliotropium stenophyllum* (Piso 17).**

Matorral muy abierto dominado por los arbustos *Heliotropium stenophyllum* y

*Oxalis gigantea* con participación importante de *Flourensia thurifera* (Incienso de campo), *Nolana coelestis* (Suspiro), *Nolana crassulifolia* (Sosa brava) y *Encelia canescens* (Coronilla del fraile). En las terrazas litorales es frecuente la presencia de *Haplopappus cerberoanus* que es reemplazado por *Haplopappus pulchellus* en las laderas de los cerros y *Haplopappus parvifolius* (Crespilla) en las zonas más altas del límite del piso de vegetación. Durante la primavera de los años lluviosos el suelo se cubre de una estrata de herbáceas efímeras tanto nativas, por ejemplo *Cryptantha glomerata* (flor de la cuncuna), *Cistanthe coquimbensis* (Doquilla) como introducidas, *Erodium cicutarium* (Alfilerillo), *Schismus arabicus* (Triguillo); esto último es reflejo de los regímenes de perturbación antrópica a que esta sometido.

Las comunidades zonales más destacadas son: *Chenopodium paniculatum* (Chenopodio) (ruderal), Tipo *Erodium cicutarium* (Alfilerillo) de carácter ruderal, Tipo *Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), Tipo *Gutierrezia resinosa* (Pichanilla) como ruderal, Tipo *Haplopappus pulchellus*, Tipo *Heliotropium stenophyllum* (Palo negro), Tipo *Oxalis gigantea* (Churqui), *Plantago lanceolata* (Siete venas) (Ettiene et al. 1984), *Nolana filifolia* (Suspiro)–*Plantago hispidula* (Plantago) como ruderal, *Heliotropium stenophyllum* (Palo negro)–*Oxalis gigantea* (Churqui) (Gajardo 1994).

Las comunidades intrazonales son: *Cristario-Ambrosietum* en dunas, *Chorizanthe vaginata* tipo AGes en dunas costeras (Kohler 1970, Ramírez et al. 1992), tipo *Pleocarpus revolutus* en cursos de agua (Etienne et al. 1984), *Myrcianthes coquimbensis*-*Trichocereus coquimbanus* en roqueríos costeros (Gajardo 1994).

Las comunidades extrazonales son: *Heliotropium stenophyllum* (Palo negro)-*Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), *Lithrea caustica* (Litre), *Porlieria chilensis* (Guayacán), básicamente en quebradas (Gajardo 1994).

La composición florística se caracteriza por: *Adesmia tenella* (Arvejilla), *Nolana coelestis* (Suspiro), *Bahia ambrosioides* (Chamiza), *Balbisia peduncularis* (Amancay), *Cryptantha glomerata* (Flor de la cuncuna), *Chorizanthe glabrescens* (Sanguinaria), *Chuquiraga ulicina* (Pico de gallina), *Cistanthe coquimbensis* (Doquilla), *Echinopsis coquimbana* (Quisco), *Encelia canescens* (Coronilla del fraile), *Erodium cicutarium* (Alfilerillo), *Fagonia chilensis* (Rosita), *Flourensia thurifera* (Incienso de campo), *Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), *Gutierrezia resinosa* (Pichanilla), *Haplopappus cerberoanus*, *H. parvifolius* (Crespilla), *H. pulchellus*, *Heliotropium stenophyllum* (palo negro), *Lobelia polyphylla* (Tupa), *Nolana crassulifolia* (Sosa brava), *Ophryosporus triangularis* (Rabo de zorro), *Oxalis gigantea* (Churqui), *Pleocarpus revolutus* (Cola de ratón), *Schismus arabicus* (Triguillo).

Conforme a la dinámica del sistema, se ha propuesto que las formaciones vegetales actuales corresponden a fases sucesionales de otras unidades de mayor desarrollo. En el área de este piso de vegetación, las situaciones favorables de mayor humedad, en ausencia de intervención antrópica, conducirían a formaciones boscosas dominadas por *Lithrea caustica* (litre) (Rosemann 1983). Pero al parecer la mayor parte del área está permanentemente limitada en su evolución, por la variación interanual de las precipitaciones y por la baja incidencia de neblinas en las zonas costeras de menor elevación. Se distribuye en las zonas litorales del sur de la

región de Atacama y Coquimbo, 0 – 300 m, pisos bioclimáticos termomediterráneo hiperárido superior y árido inferior hiperceánico.

En este piso vegetacional se puede encontrar los humedales de La Boca, Laguna Saladita, Estuario Río Elqui, Estero Culebrón, Laguna Adelaida (Lagunillas), Estero Tongoy, Salinas Chica, Salinas Grande y Pachingo (ver Figura 4.2), cuyos detalles de flora y vegetación dominante se presentan más adelante.

### **Matorral Desértico Mediterráneo Costero de *Bahia ambrosioides* y *Puya chilensis* (Piso 21).**

Es un Matorral con suculentas dominado por *Bahia ambrosioides* (Chamiza) y *Haplopappus foliosus* (Cachicabra), con una presencia importante de *Puya chilensis* (Chagual) que determina la fisionomía de la vegetación. Muestra un carácter transicional, ya que se encuentra interpenetrado por algunos componentes de los matorrales costeros desérticos situados inmediatamente al norte, así como por los de las formaciones arborescentes de la costa situadas inmediatamente al sur, pero, ya sea en términos de bioclima como de las formaciones vegetales dominantes, no puede ser claramente adscritas a ninguna de esas unidades. Se encuentra fuertemente intervenida, presentando sectores en que el matorral ha sido totalmente desplazado por praderas (Santibañez et al. 2013).

Las comunidades zonales son: Tipo *Baccharis vernalis* (Vautro), Tipo *Bahia ambrosioides* (Chamiza), Tipo *Erodium cicutarium* de carácter ruderal, Tipo *Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), Tipo *Heliotropium stenophyllum* (Palo negro), Tipo *Oxalis gigantea* (Churqui), Tipo *Piptochaetium montevidense* de característica ruderal, Tipo *Plantago lanceolata* (Siete venas) siendo ruderal, Tipo *Puya chilensis-Eulychnia acida* (Chagual-Copao), Tipo *Senecio bahioides* (Senecio), Tipo *Jarava speciosa* (Coironcillo), de carácter ruderal (Etienne 1982, Etienne et al. 1984), *Bahia ambrosioides* (Chamiza)-*Puya chilensis* (Chagual), *Helenium aromatium* (Poquil)-*sagina apetala* de carácter ruderal, *Adesmia tenella* (Arvejilla)-*Erodium cicutarium* (Alfilerillo) de tipo ruderal (Gajardo 1994).

Las comunidades intrazonales son: *Cristario-Ambrosietum* en dunas litorales (Kohler 1970, Ramírez et al 1992), Tipo *Pleocarpus revolutus* en cursos de agua (Etienne et al. 1984), *Puya chilensis* en roqueríos costeros, *Drimys winteri-Luma chequen*, particularmente en quebradas (Gajardo 1994).

Las comunidades extrazonales son: Tipo *Lithrea caustica* (Etienne 1982), *Lithrea caustica-Porlieria chilensis* en quebradas, *Azara celastrina-Schinus latifolius* (Gajardo 1994).

La composición florística se caracteriza por: *Baccharis macraei* (Vautro), *Bahia ambrosioides* (Chamiza), *Bromus berterioanus* (Pasto largo), *Eulychnia acida* (Copao), *Erodium moschatum* (Alfilerillo), *Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), *Haplopappus foliosus* (Cacho de cabra), *Heliotropium stenophyllum* (Palo negro), *Oxalis gigantea* (Churqui), *Plantago hispidula* (Plantago), *Puya chilensis* (Chagual), *Solanum pinnatum* (Tomatillo), *Vulpia myorus*.

Respecto a su dinámica, es posible, especialmente en la zona sur de este piso de vegetación, que las potencialidades climáticas permitan la existencia de bosques o al menos de matorrales aborescentes, los que probablemente han sido eliminados de sus áreas originales, presentándose sólo en pequeños fragmentos remanentes. Las condiciones de aridez del área dificultan una rápida recuperación de tales formaciones (Rosenmann 1983).

Se distribuye en la zona litoral del centro-sur de la región de Coquimbo, entre los 0-500 msnm, piso bioclimático termomediterráneo superior árido superior y semiárido inferior hiperoceánico.

En este piso vegetacional se puede encontrar los humedales de Estuario Río Limarí, La Cebada, El Teniente y Estuario Río Choapa.

### **Matorral Arborescente Esclerófilo Mediterráneo Costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius* (Piso 36).**

Matorral arborescente dominado por especies esclerófilas como *Peumus boldus* (Boldo), *Schinus latifolius* (Molle), *Lithrea caustica* (Litre), *Cryptocarya alba* y *Azara celastrina*. Son frecuentes los arbustos como *Bahia ambrosioides* (Chamiza), *Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), *Podanthus mitiqui* (Mitique), *Ageratina glechonophylla* (Barba de viejo), *Aristeguetia salvia* (Pegajosa) y *Lobelia polyphylla* (Tupa). En el mosaico se presentan sectores de matorral de *Bahia ambrosioides* (Chamiza) y *Puya chilensis* (Chagual), comunidades herbáceas (Praderas) y matorrales arborescentes de *Pouteria splendens* (Palo colorado) asociados a los roqueríos costeros.

Las comunidades zonales son: *Schinum* (Pisano 1956, 1966), Tipo *Baccharis vernalis*, Tipo *Fuchsia lycioides*, Tipo *Peumus boldus-Schinus latifolius*, Tipo *Schinus latifolius-Cryptocarya alba* (Etienne et al. 1984), Tipo *Lithrea caustica*, Tipo *Lithrea caustica-Schinus latifolius* (Etienne et al. 1984), Tipo *Peumus boldus-Podanthus mitiqui*, *Azara celastrina-Schinus latifolius*, *Piptochaetium montevidense-Haplopappus rosulatus* (Gajardo 1994).

Las comunidades intrazonales son: *Beilschmiedietum* (Oberdorfer 1960, Balduzzi et al. 1981), *Cryptocaryo-Lucumetum* en roqueríos costeros (Oberdorfer 1960, Mooney & Schlegel 1966, Balduzzi et al. 1981, 1982), *Lumo-Myceugenietum exsuccae* en pantanos (Oberdorfer 1960, Villagran 1982, Ramirez et al. 1995), *Nolanetum paradoxa* en dunas primarias, *Cristario-Ambrosietum* en dunas secundarias, *Chorizanthe vaginata* Tipo B Ges. en dunas terciarias (Kohler 1970, Ramirez et al. 1992), Tipo *Pleocarpus revolutus* en cursos de agua (Etienne et al. 1984), *Pouteria splendens-Lepechinia salviae* en roqueríos costeros (Gajardo 1994).

Las comunidades extrazonales son: Tipo *Bahia ambrsoiodes*, Tipo *Heliotropium stenophyllum* (Etienne et al. 1984), *Bahia ambrosiodes-Puya chilensis* (Gajardo 1994).

La composición florística se caracteriza por la presencia de *Ageratina glechonophylla* (Barba de viejo), *Anisomeria littoralis* (Pircún), *Aristeguetia salvia* (Pegajosa), *Azara celastrina* (Lilén), *Bahia ambrosioides* (Chamiza), *Cryptocarya alba* (Peumo), *Fuchsia lycioides* (Palo de yegua), *Lepechinia salviae* (salvia), *Lithraea caustica* (Litre), *Lobelia*

*polyphylla* (Tupa), *Peumus boldus* (Boldo), *Podanthus mitiqui* (Mitique), *Puya chilensis* (Chagual), *Puya venusta* (Chagualillo), *Schinus latifolius* (Molle).

Considerando su dinámica, es probable que comparta características con el resto de los bosques esclerófilos costeros aunque en este caso posiblemente la degradación favorece la penetración de elementos con afinidades desérticas. En la mayor parte del territorio, la vegetación se encuentra en estados sucesionales regresivos (Rosenmann 1983).

La distribución corresponde a zonas litorales del norte de la región de Valparaíso y sur de Coquimbo, Pisos bioclimáticos termomediterráneo semiárido hiperoceánico. En este piso vegetacional se puede encontrar los humedales de Estero Chigualoco, Laguna Conchalí, Quilimari y Pichidangui,

### **RIQUEZA FLORÍSTICA DE LOS HUMEDALES DE COQUIMBO**

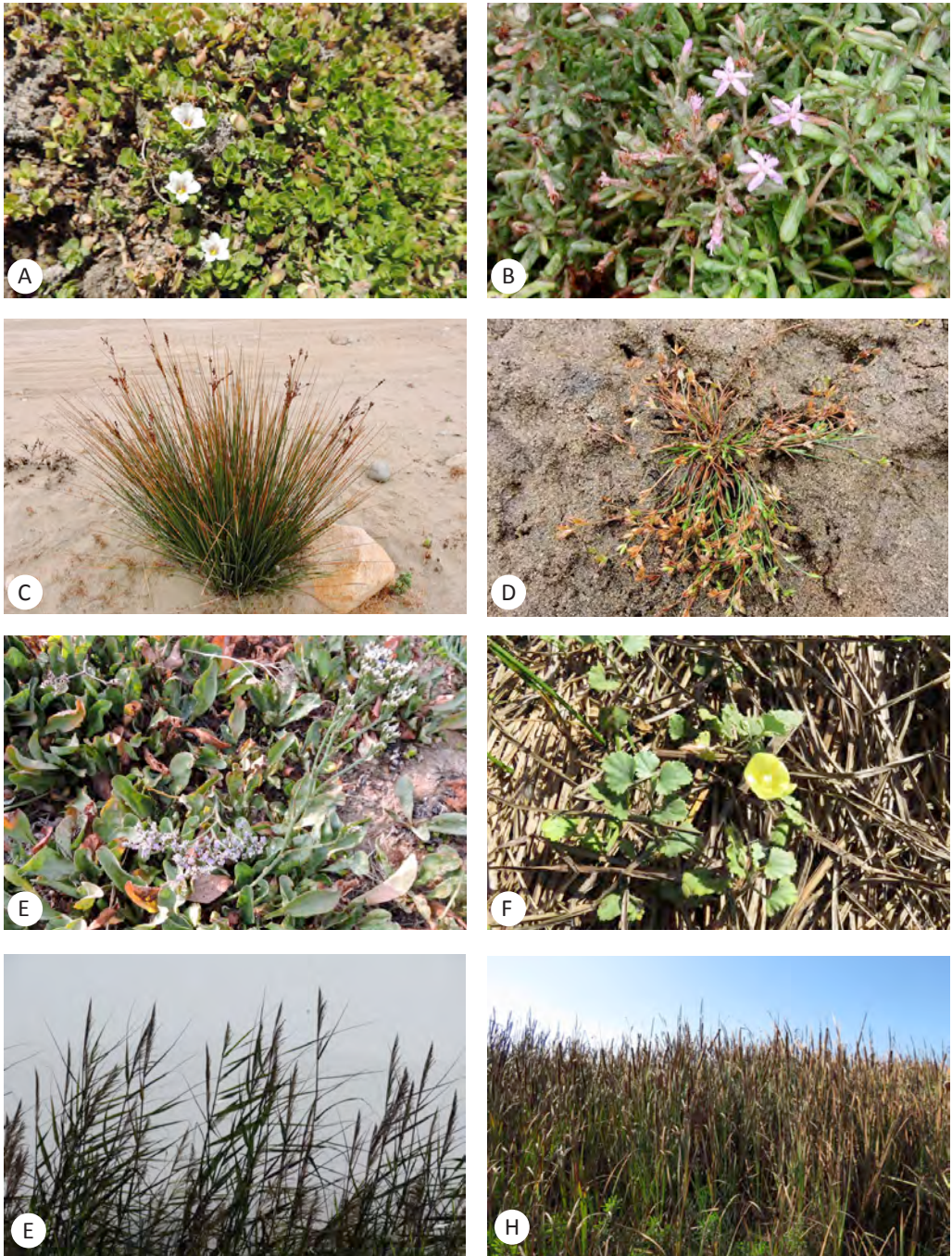
La flora hidrófila chilena se distribuye en siete clases, de las cuales dos (Mono y Dicotiledóneas) son las más importantes porque representan el 90% de la flora acuática (Ramírez & San Martín 2018). El número total de especies es variable (415 a 454) según los criterios de los especialistas (Hauenstein 2006, Ramírez & San Martín 2018). Si se considera que la flora chilena presenta alrededor de 5471 especies (Rodríguez et al. 2018), las plantas acuáticas y palustres corresponden a menos de un 10% de ellas (Ramírez & San Martín 2018). Además, la flora acuática no es fácil diferenciar entre especies nativas e introducidas, ya que es de tipo azonal con características cosmopolitas (Ramírez & San Martín 2006), y cuya distribución está relacionada directamente con las condiciones propias del sustrato (Walter 1997). La flora acuática es más pobre que la terrestre, pero sus especies viven en grandes poblaciones, conformando comunidades florísticamente simples, pero con una alta diversidad vegetacional (Ramírez et al. 2014).

En los humedales costeros de la Región de Coquimbo, se registraron 293 especies de plantas pertenecientes a 4 Clases, 70 Familias y 199 Generos (ver Anexo 4.1) (16 de ellas fue identificada sólo hasta Genero). Las Familias con mayor número de especies fueron Asteraceae (60), Fabaceae (23), Poaceae (19) y Solanaceae (16).

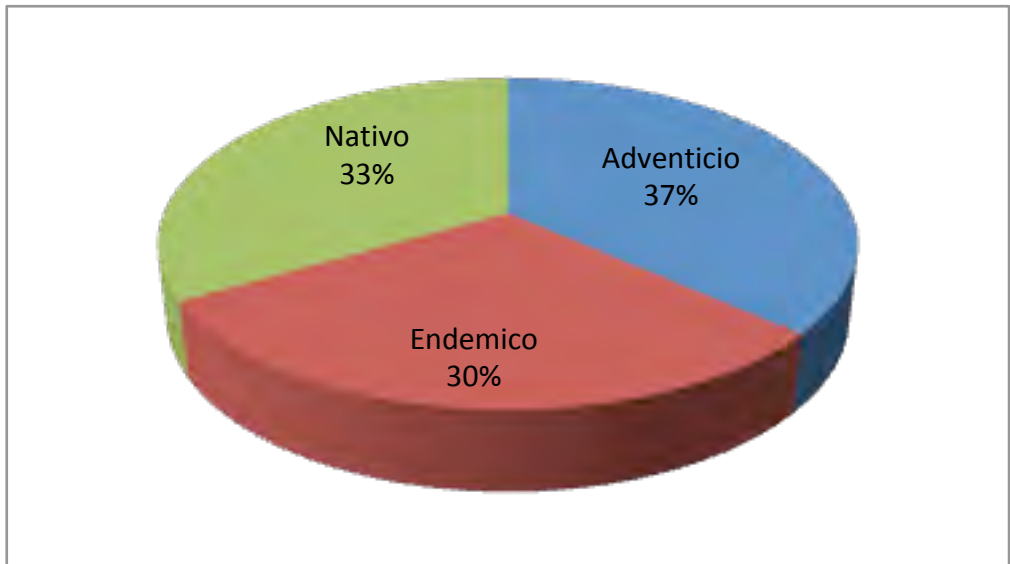
Respecto a las Familias de especies del tipo hidrófilas las dos más numerosas fueron Cyperaceae (7) y Juncaceae (5). Esta riqueza florística la conforman la flora hidrófila típica de estos ambientes húmedos y la flora del entorno inmediato (matorral estepario), la que generalmente interactúa e incluso se mezcla con las especies propias de los humedales en las áreas no anegadas. (ver Figura 4.3 y 4.6).

Casi el 71% de las plantas acuáticas chilenas (310 especies) pueden considerarse nativas, aunque muchas de ellas son cosmopolitas (Ramírez & San Martín 2018). Al considerar el origen geográfico de las especies vegetales de los humedales costeros de la Región (Figura 4.4), el 60% de las plantas son nativas, mientras que alrededor de 29% de la flora de los humedales de la Región son endémicas. Esta es una cifra alta, si se consideran como especies endémicas las plantas de turbera (57 especies) y algunas plantas de charcas temporales (24 especies), lo que representa menos del





**Figura 4.3:** Flora vascular ribereña y palustre de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. A). *Bacopa* (*Bacopa monnieri*). B). Hierba del salitre (*Frankenia salina*). C). Junquillo (*Juncus acutus*). D). Junco de sapo (*Juncus bufonius*). E). Guaicurú (*Limonium guaicurú*). F). Malva del salitral (*Malvella leprosa*). G). Carrizo (*Phragmites australis*). H). Totorá (*Typha angustifolia*).

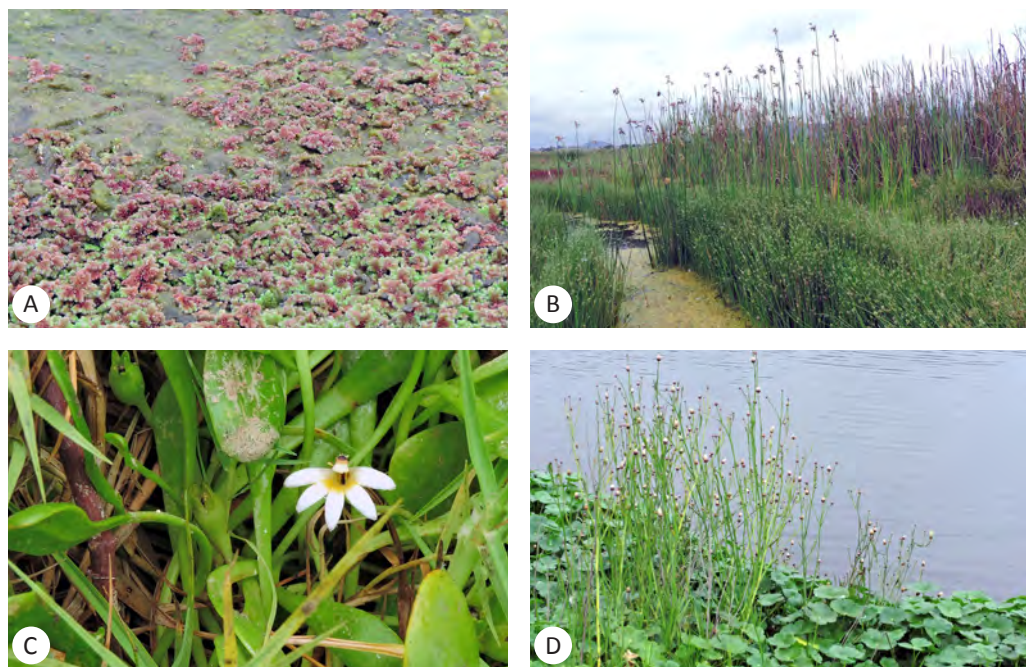


**Figura 4.4:** Origen geográfico de las especies vegetales (porcentaje) en los principales humedales de la región de Coquimbo.

17% de la flora acuática (Ramírez & San Martín 2018); pero aquí están consideradas las especies de flora ribereña, acuática y palustre (Figura 4.4) de los humedales estudiados. El resto corresponde a elementos adventicios (34,5%), incluyendo las especies cosmopolitas típicas de estos ambientes, que por su alto porcentaje denota una perturbación importante de los humedales costeros de la Región. En efecto, en una publicación reciente sobre flora acuática y palustre introducida en Chile, los autores destacan los impactos de ésta flora sobre los ecosistemas acuáticos del país (Urrutia et al. 2017). Por otra parte, las formas de vida con mayor abundancia en los humedales costeros y su entorno inmediato (Figura 4.6), son las herbáceas (29,15% hierbas anuales y 40,22% hierbas perennes), seguida de los tipos leñosos bajos (14,76% arbustos y 7,01% subarbustos).

En relación a las especies dominantes o características de los humedales costeros de la Región de Coquimbo (ver Anexo 4.1), se debe considerar que todos ellos, presentan combinaciones de especies que se encuentran en sus zonas húmedas o inundadas (con vegetación azonal) con especies que circundan dichas áreas (vegetación zonal), las cuales pertenecen a las diferentes formaciones y pisos vegetacionales ya descritos. Sin embargo, se efectuó un análisis de la flora presente en cada uno de los 17 humedales estudiados, en función de la ocurrencia de cada una de las 293 especies registradas, con el fin de determinar las especies más características y con presencia en una mayor cantidad de humedales.

Las especies con mayor presencia corresponden a las herbáceas perennes *Distichlis spicata* (Gramma salada) y *Sarcocornia fruticosa* (Sosa, Sosa alacranera), las únicas que se encuentran en los 17 humedales estudiados, desde el humedal de La Boca en Los Choros, en el extremo norte, hasta el humedal de Pichidangui, ubicado en el extremo sur de la Región de Coquimbo. Estas especies se caracterizan por colonizar

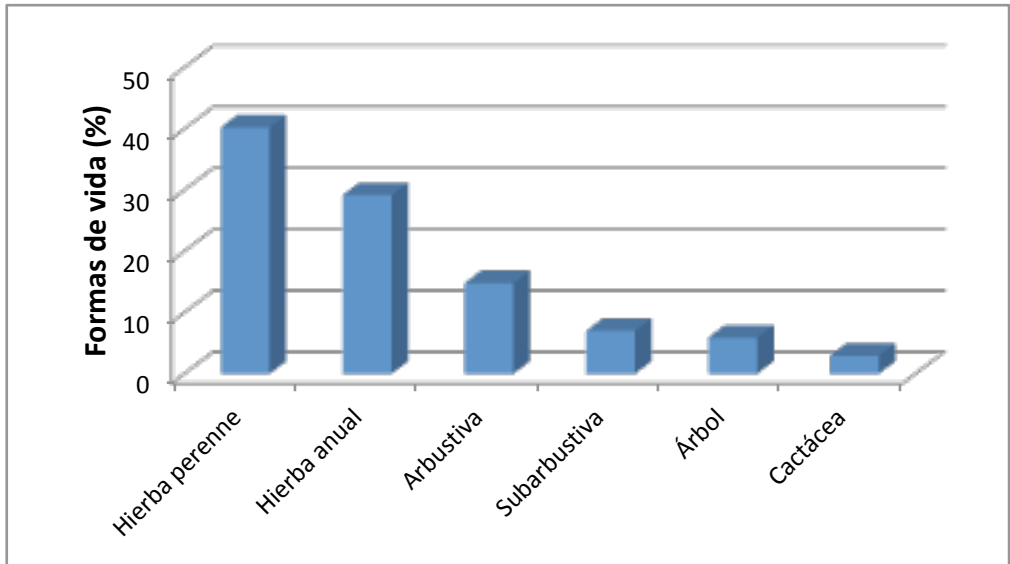


**Figura 4.5:** Flora ribereña y palustre registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Helecho acuático (*Azolla filiculoides*). B). Carrizo (*Phragmites australis*) y Totora (*Typha angustifolia*). C). Roseta de los pantanos (*Selliera radicans*). D). Tembladera (*Hydrocotyle ranunculoides*) y Suncho (*Baccharis juncea*).

los bordes de los humedales, con suelos normalmente húmedos o inundados esporádicamente. En 15 de los 17 humedales estudiados están presentes las especies *Baccharis glutinosa* (Chilquilla) y *Cristaria glaucophylla* (Malvilla), las cuales también se encuentran normalmente en los bordes de los humedales, en sectores húmedos o arenosos.

Las especies *Ambrosia chamissonis* (Chiniquihue), *Juncus acutus* (Junco espinoso), *Mesembryanthemum cristallinum* (Hierba del rocío), *Solanum pinnatum* (Hierba del chavalongo) y *Tessaria absinthioides* (Brea) están presentes en 13 de los 17 humedales catastrados, en sectores inundados o muy cercanos a los bordes de los humedales. A estas especies se agregan *Schoenoplectus californicus* (Batro), especie herbácea de sectores inundados o siempre húmedos que se encuentra en 12 humedales, y las especies *Caprobrotus chilensis* (Doca), *Frankenia chilensis* (Hierba del salitre), *Lycium chilense* (Coralillo), *Senecio bahioides* (Senecio) y *Selliera radicans* (Maleza de marisma) las cuales se encuentran presentes en 11 de los 17 humedales estudiados.

Varias especies vegetales de los humedales costeros de la Región de Coquimbo proveen valiosos servicios ecosistémicos. Algunas especies son utilizadas como plantas medicinales y aromáticas de uso tradicional, como la Menta (*Mentha spp.*), hinojo (*Foeniculum vulgare*) y el paico (*Chenopodium ambrosioides*). En el plano culinario, los macrófitos comestibles son escasos en estos sistemas, pero destacan el berro (*Nasturtium officinale*) que se consumen como ensaladas y que crece en



**Figura 4.6.** Formas biológicas de las especies vegetales y su contribución a la riqueza funcional de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

arroyos y bordes de lagunas (Ramírez & San Martín 2018). El romero del campo o romerillo (*Baccharis linearis*) se utilizaba para otorgar el típico color amarillo al mote de trigo durante su proceso de cocción (Piñones et al. 2015). La chilca (*Baccharis salicifolia*) es empleada todavía para la elaboración de cercos y casas en sectores rurales ribereños y para la confección artesanal de escobas (Piñones et al. 2015). Las cañas, totoras, vautreos y carrizos, sirven como materia prima para techumbre, construcciones ligeras, también empleadas en mueblería, cestería y otras artesanías. Con los tallos de caña y carrizo se fabrican instrumentos musicales (Ramírez & San Martín 2018). Sin embargo, numerosas plantas acuáticas y palustres de los humedales de la Región (Anexo 4.1), tienen el carácter de malezas y plantas invasoras, como la caña (*Arundo donax*), la flor del pato (*Azolla filiculoides*), el boton de oro (*Cotula coronopifolia*), el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la hierba de la plata (*Hydrocotyle ranunculoides*), la hierba guatona (*Limnobium laevigatum*), el duraznillo de agua (*Ludwigia peploides*), la bolsita de agua (*Utricularia gibba*) y otras especies. Dichas plantas proliferan en cuerpos de agua eutroficados, anulando el crecimiento de especies ribereñas y de hábito sumergido, disminuyendo el oxígeno y la penetración de la luz (Urrutia et al. 2017). También provocan el estancamiento de los cursos de agua, impidiendo su aprovechamiento (Ramírez & San Martín 2018).

En cuanto a las especies de flora con problemas de conservación (Tabla 4.2) de los humedales costeros de Coquimbo, se consideraron los criterios de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) a nivel internacional (CITES PNUMA-CMCM 2014), con un registro de nueve especies (ver Tabla 4.2). A nivel nacional se utilizó principalmente el Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres de Chile del Ministerio del Medio Ambiente (RECMMA) hasta su 13<sup>er</sup> proceso (MMA 2017), con 14 especies registradas (Tabla 4.2). De

**Tabla 4.2:** Especies vegetales con problemas de conservación de los humedales de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes, listado en la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) y según el Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres de Chile (EX= Extinta, EW= Extinta en Estado Silvestre, CR= En Peligro Crítico, EN= En Peligro, VU=Vulnerable, NT=Casi Amenazada, LC= Preocupación Menor, R= Rara, DD= Datos insuficientes, IC= Insuficientemente Conocida y FP= Fuera de Peligro) del Ministerio del Medio Ambiente (RCE-MMA) hasta su 13er proceso.

ESPECIE	NOMBRE COMÚN	CITES	RCE-MMA
<i>Adiantum chilense</i>	Palito negro, Culantrillo		NT
<i>Alstroemeria magnifica</i>	Lirio del campo		VU
<i>Cordia decandra</i>	Carbonillo		NT
<i>Cumulopuntia sphaerica</i>	Gatito, Chapín, Chuchampe	X	LC
<i>Equisetum giganteum</i>	Cola de caballo, Canutillo		LC
<i>Eriosyce subgibbosa</i>	Quisco rosado	X	
<i>Eulychnia acida</i>	Copao	X	LC
<i>Eulychnia breviflora</i>	Rumpa	X	LC
<i>Eulychnia castanea</i>	Copao de Phillipi	X	NT
<i>Habenaria paucifolia</i>	Orquídea de los pantanos	X	
<i>Prosopis strombulifera</i>	Fortuna, Algarrobo dulce		LC
<i>Puya chilensis</i>	Cardón, Chagual		LC
<i>Puya venusta</i>	Chagualillo		VU
<i>Trichocereus coquimbanus</i>	Quisco coquimbano	X	NT
<i>Trichocereus littoralis</i>	Quisco costero	X	NT
<i>Trichocereus skottsbergii</i>	Quisco de Fray Jorge	X	NT

estas sólo dos especies están en la categoría Vulnerable (VU), ellas son *Alstroemeria magnifica* (Lirio del campo) y *Puya venusta* (Chagualillo) y seis especies en la categoría Casi Amenazada (NT) correspondientes al pequeño helecho *Adiantum chilense* (Palito negro, Culantrillo), a la especie arbustiva-arbórea *Cordia decandra* (Carbonillo) y a cuatro cactáceas que crecen en la zona ribereña de algunos humedales: *Eulychnia castanea* (Copao de Phillipi), *Trichocereus coquimbanus* (Quisco coquimbano), *Trichocereus littoralis* (Quisco costero) y *Trichocereus skottsbergii* (Quisco de Fray Jorge). Respecto de las especies en categoría de conservación con Preocupación Menor (LC) ellas corresponden a las cactáceas *Cumulopuntia sphaerica* (Gatito, Chapín), *Eulychnia acida* (Copao) y *Eulychnia breviflora* (Rumpa), a la bromeliácea *Puya chilensis* (Cardón, Chagual), a la pequeña dicotiledónea *Prosopis strombulifera* (Fortuna, Algarrobo dulce) y a la especie hidrófila *Equisetum giganteum* (Cola de caballo, Canutillo). De todas las especies mencionadas, sólo esta última corresponde a ambientes húmedos o inundados temporalmente, mientras que todo el resto forma parte de la vegetación zonal que rodea a los humedales analizados.

## CONCLUSIONES

La riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y sus ecotopos adyacentes es alta (293 especies de herbáceas, árboles, arbustos y cactáceas distribuidas en 70 Familias). Dos formaciones vegetales (Matorral desértico y Matorral arborescente) predominan en la zona costera, los que se corresponden con tres pisos vegetacionales: Matorral desértico mediterráneo costero de *Oxalis gigantea* y *Heliotropium stenophyllum*, Matorral desértico mediterráneo costero de *Bahia ambrosioides* y *Puya chilensis* y Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo costero de *Peumus boldus* y *Schinus latifolius*. La presencia de plantas ribereñas, acuáticas y palustres en los humedales costeros de Coquimbo, confirma el hecho de que dichos ecosistemas actúan como importantes reservorios de especies de flora nativa insertos en un paisaje semiárido y que a pesar de su pequeño tamaño, presentan alta productividad y proveen de valiosos servicios ecosistémicos para la fauna y las comunidades aledañas.

## AGRADECIMIENTOS

A la curadora del Herbario de Concepción Alicia Marticorena, por la determinación de algunos ejemplares de flora. Los autores agradecen la valiosa colaboración de Carlos Zuleta y Víctor Bravo por sus aportes a este capítulo.

## REFERENCIAS

- Alvarez M (2008). Diasporenbank und Ökologie der Vegetation temporärer Gewässer im Cholchol-Gebiet (9. Region, Chile). J. Cramer, Berlin. Diss. Bot. 407: 87 p.
- Balduzzi A, Serey I, Tomaselli R & Villaseñor R (1981). New phytosociological observations on the Mediterranean type of climax vegetation of central Chile. Tai Instituto Botanico Laboraturi Crittogamico di Pavia, Serie 6 (14): 93-112.
- Balduzzi A, Tomaselli R, Serey I & Villaseñor R (1982). Degradation of the mediterranean type of vegetation in Central Chile. Ecología Mediterránea 8: 223-240.
- Chambers PA, Lacoul P, Murphy KJ & Thomaz SM (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. Hydrobiologia 595: 9-26
- CITES PNUMA-CMCM (Comps.) (2014). Lista de especies CITES. Secretaría CITES, Ginebra, Suiza, y PNUMACMCM, Cambridge, Reino Unido.
- Cook C, Gut B, Rix EM, Schneller E & Seita M (1974). Water plants of the world: A manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes. Springer, Germany.
- Deil U (2005). A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands-A global perspective. Phytocoenologia 35: 533-705.
- Etienne GM (1982). Descripción de la vegetación mediante la cartografía de ocupación de tierras. Conceptos y manual de uso práctico. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales. Santiago, Chile.
- Etienne M, Del Pedregal J & Álvarez M (1984). Cartografía de la vegetación de la zona árida de Chile. Transecta III. Los Vilos-Coquimbo. Terra Aridae 3: 1-91.

- Gajardo R (1994). La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Hauenstein E (2006). Visión sinóptica de los macrófitos dulceacuícolas de Chile. *Gayana Botánica* 70: 16-23.
- Hauenstein E, Ramírez C, Latsague M & Contreras D (1988). Origen fitogeográfico y espectro biológico como medida del grado de intervención antrópica en comunidades vegetales. *Medio Ambiente* 9: 140-142.
- Kohler A (1970). Geobotanische Untersuchungen an Küstendünen Chiles zwischen 27 und 42 Grad, südl. Breite. *Botanische Jahrbücher* 90: 55-200.
- Luebert F & Pliscoff P (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- MMA (2017). Lista de especies nativas según estado de conservación. Sitio web clasificación de especies silvestres (<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/>) [Consulta: Diciembre 2017].
- Mooney H & Schlegel FM (1966). La vegetación costera del cabo de “Los Molles” en la provincia de Aconcagua. *Boletín de la Universidad de Chile* 75: 27-32.
- Oberdorfer E (1960). Pflanzensoziologische Studien in Chile. Ein Vergleich mit Europa, J. Cramer, Weinheim. *Flora et Vegetatio Mundi* 2: 208 p.
- Piñones C, Zuleta C, Cea A, Robles M & Castillo R (2015). Caja Fluvial del Río Choapa. En Zuleta C & Piñones C (eds). *Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana*. Pág. 30-47. Ediciones Universidad de La Serena - Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Pisano E (1956). Esquema de clasificación de las comunidades vegetales de Chile. *Agronomía (Chile)* 2: 30-33.
- Pisano E (1966). Zonas biogeográficas. CORFO, Geografía Económica de Chile. 62-73 pp. Corporación de Fomento de la Producción, Santiago de Chile.
- Ramírez C, Romero M & Riveros M (1979). Habit, habitat, origin and geographical distributions of Chilean vascular hydrophytes. *Aquatic Botany* 7: 241-253.
- Ramírez C, San Martín C & San Martín J (1992). Vegetación y dinámica vegetacional en las dunas litorales chilenas. *Bosque* 13: 41-48.
- Ramírez C, San Martín C & San Martín J (1995). Estructura florística de los bosques pantanosos de Chile sur-central. En: Armesto J, Villagrán C & Arroyo M (eds). 215-234 pp. *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Ramírez C & San Martín C (2006). Flora acuática. En: Saball P, Arroyo M, Castilla JC, Estades C, Ladrón de Guevara JM, Larraín S, Moreno C, Rivas F, Rovira J, Sánchez A & Sierralta L (eds), *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos*. pp. 364-369. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

Ramírez C & Alvarez M (2012). Flora y vegetación hidrófila de los humedales costeros de Chile. En: Fariña JM & Camaño A (eds.), Humedales costeros de Chile: Aportes científicos a su gestión sustentable, pp. 101-145. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.

Ramírez C, Fariña JM, Contreras D, Camaño A, San Martín C, Molina M, Moraga P, Vidal O & Pérez Y (2014). La diversidad florística del humedal “Ciénagas del Name” (Región del Maule) comparada con otros humedales costeros de Chile Central. *Gayana Botánica* 71: 108-119.

Ramírez C & San Martín C (2018). Flora Acuática. En: Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos. 3ª Edición, Tomo 1. pp. 207-2015. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago de Chile.

Rodríguez R, Marticorena C, Alarcón D, Baeza C, Cavieres L, Finot VL, Fuentes N, Kiessling A, Mihoc M, Pauchard A, Ruiz E, Sánchez P & Marticorena A (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica*. 75: 1-430.

Rosenmann E (1983). Estudio de la dinámica de la vegetación en el sector costero de la Región de Coquimbo (Doctoral dissertation, Tesis). Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Santibáñez F, Santibáñez P, Caroca C, González M, Gajardo N, Perry P, Simonetti J & Pliscoff P (2013). Plan de acción para la protección y conservación de la biodiversidad, en un contexto de adaptación al cambio climático. Informe final. Centro de Agricultura y Medio Ambiente. Universidad de Chile, Santiago, Chile. 221 pp.

Tabilo-Valdivieso E (2004). El Beneficio de los Humedales en la Región Neotropical. Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales. La Serena, Chile. 73pp

Urrutia J, Sánchez P, Pauchard A & Hauenstein E (2017). Flora acuática y palustre introducida en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 92 pp.

Villagran C (1982). Estructura florística e historia del bosque pantanoso de Quintero (Chile, V Región) y su relación con las comunidades relictuales de Chile Central y Norte Chico. *Actas III Congreso Geológico Chileno* 3: 377-402.

Walter H (1997). Zonas de vegetación y clima. Ediciones Omega, Barcelona, España.



**Anexo 4-1:** Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. Se indican el Origen (A=Adventicia, E=Endémica, N=Nativo) y Formas de Vida (A=hierba anual, B=hierba bianual, H=hierba perenne, S=subarbutoso, F=Arbusto, K=cactácea, T=árbol) de las especies vegetales. Códigos de humedales estudiados como en la Tabla 1.6.

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC	
<b>PTERIDOPHYTA</b>																					
Azollaceae	<i>Azolla filiculoides</i> (Flor del pato)	N	A		1	1	1						1		1						
Equisetaceae	<i>Equisetum giganteum</i> (Cola de caballo)	N	HSF		1	1															
Pteridaceae	<i>Adiantum chilense</i> (Palito negro, Culantrillo)	N	H		1	1							1								
<b>MAGNOLIOPHYTA</b>																					
<b>DICOTYLEDONEAE</b>																					
Aizoaceae	<i>Carpobrotus chilensis</i> (Doña)	N	H	1	1	1	1						1	1	1	1	1		1	1	
	<i>Galenia pubescens</i> (Galenia)	A	H			1	1													1	
	<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> (Hierba del rocío)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	<i>Mesembryanthemum nodiflorum</i> (Algazul, Cosco)	A	A	1	1									1						1	
	<i>Tetragonia maritima</i> (Aguanosa)	E	F	1		1															
Amaranthaceae	<i>Atriplex mucronata</i> (Cachiyuyo)	N	H	1																	
	<i>Atriplex nummularia</i> (Tiple)	A	F						1	1						1					
	<i>Atriplex semibaccata</i> (Pasto salado)	A	H		1	1	1	1	1	1	1	1			1					1	
	<i>Atriplex</i> sp. (Cachiyuyo)						1	1													
	<i>Atriplex suberecta</i> (Armuelle verde)	A	H	1	1	1	1												1	1	
	<i>Chenopodium murale</i> (Quimhuilla)	A	A	1	1	1	1														
	<i>Chenopodium album</i> (Cenizo)	A	A		1	1	1														
	<i>Chenopodium ambrosioides</i> (Paico)	N	H			1	1						1	1							
	<i>Salsola kali</i> (Cardo ruso)	A	A	1	1	1	1			1	1	1				1					
	<i>Sarcocornia fruticosa</i> (Sosa alacranera)	N	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	<i>Suaeda foliosa</i> (Vidriera)	N	F	1			1			1	1	1								1	
Anacardiaceae	<i>Lithraea caustica</i> (Litre)	E	T																	1	
	<i>Schinus molle</i> (Molle)	E	T																	1	

**Continuación Anexo 4.1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC	
	Schinus molle (Pimiento)	N	T			1	1												1	1	1
	Schinus polygamus (Huingán)	N	FT		1	1		1													
Apiaceae	Ammi visnaga (Biznaga)	A	AB			1	1						1								
	Apium nodiflorum (Berraza)	A	H		1	1	1				1										
	Apium panul (Panul)	N	H			1			1				1								
Apiaceae	Eryngium coquimbantum (Caucha)	E	A										1								
	Hydrocotyle ranunculoides L.f. (Tembladerilla)	N	H		1	1	1					1	1								
	Lilaeopsis macloviana (Pasto de agua)	N	H				1														
	Sium latifolium (Berro brasileño)	A	H			1	1														
Apocynaceae	Diplolepis boerhaviifolia (Pahueldún)	N	H													1					
	Amblyopappus pusillus	N	A		1	1								1							
	Ambrosia arborescens (Ambrosia)	A	H			1	1														
	Ambrosia chamissonis (Chinquihue)	N	H		1	1	1		1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1
	Anthemis cotula (Manzanilla hedionda)	A	A			1	1		1	1	1										
	Baccharis glutinosa (Chilquilla)	N	H		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Baccharis intermedia	E	F																		1
	Baccharis juncea (Suncho)	N	H		1	1	1			1	1	1	1								
	Baccharis linearis (Romerillo)	N	F		1	1	1			1	1	1	1			1					
	Baccharis macraei (Vautro)	E	F																		1
	Baccharis paniculata (Culpío)	E	F			1															
	Baccharis sagittalis (Verbena de tres esquinas)	N	H			1															
	Baccharis salicifolia (Chilca, Dain)	N	F		1	1	1					1	1		1	1	1	1	1	1	1
	Baccharis vernalis (Vautro)	E	F																		1
	Bahia ambrosioides (Chamiza)	E	F		1								1			1	1	1	1	1	1
	Carthamus lanatus (Cardilla)	A	A																		1

**Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC	
Apocynaceae	<i>Centaurea melitensis</i> (Amor seco)	A	A		1	1											1			1	
	<i>Chaetanthera glabrata</i> (Chinita)	E	A				1	1	1	1	1										
	<i>Chaetanthera linearis</i> (Chinita)	E	A							1	1		1								
	<i>Chrysanthemum coronarium</i> (Ojo de buey)	A	A		1	1	1		1												
	<i>Chuiriraga ulicina</i> (Pico de gallina)	E	F	1													1				
	<i>Cichorium intybus</i> (Achicoria)	A	ABH				1					1									
	<i>Cirsium vulgare</i> (Cardo negro)	A	A				1														
	<i>Conyza bonariensis</i> (Rama negra)	A	AB				1	1					1								
	<i>Cotula coronopifolia</i> (Botón de oro)	A	H		1	1	1	1						1	1	1	1			1	
	<i>Cynara cardunculus</i> (Penca)	A	H				1	1													
	Asteraceae	<i>Encelia canescens</i> (Coronilla de fraile)	N	S	1	1	1	1		1	1	1	1	1							
		<i>Eupatorium glechonophyllum</i> (Barba de viejo)	N	F																	1
		<i>Gutierrezia resinosa</i> (Pichanilla)	E	F		1	1	1			1	1	1	1							
		<i>Haplopappus cerberaeanus</i>	E	F							1	1	1	1							
<i>Haplopappus foliosus</i> (Cuerno de cabra)		E	F											1	1	1				1	
<i>Haplopappus parvifolius</i> (Crespilla)		E	S		1	1	1														
<i>Haplopappus platylepis</i>		E	F						1			1									
<i>Helenium aromaticum</i> (Manzanilla cimarrona)		N	A									1		1	1	1					
<i>Helenium urmenetae</i> (Manzanilla cimarrona)		E	A							1	1										
<i>Helminthotheca echioides</i> (Lengua de gato)		A	A				1		1												
<i>Hypochoeris glabra</i> (Hierba del chancho)		A	AH				1	1													
<i>Lactuca serriola</i> (Lechuga silvestre)		A	AB				1	1												1	
<i>Madia chilensis</i> (Melosa)		E	A																		
<i>Madia sativa</i> (Melosa)		N	A					1													
<i>Ophryosporus paradoxus</i> (Rabo de zorra)	E	F								1	1	1				1			1		

### Continuación Anexo 4.1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	PV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	P/C
	<i>Ophryosporus triangularis</i> (Rabo de zorra)	E	F	1	1								1	1	1	1				
	<i>Pleocarpus revolutus</i> (Cola de ratón)	E	F	1	1	1	1						1		1	1	1			
	<i>Polyachyrus fuscus</i> (Borlón de alforja)	N	S												1		1			
	<i>Polyachyrus poeppigii</i> (Botón de alforja)	E	S	1										1	1	1				
	<i>Proustia cuneifolia</i> (Puscana)	E	F							1	1									
	<i>Pseudognaphalium cheiranthifolium</i> (Vira-vira)	E	A							1	1								1	
	<i>Pseudognaphalium</i> sp. (Vira-vira)					1														
Asteraceae	<i>Senecio aristianus</i> (Senecio)	E	F															1		
	<i>Senecio bahioides</i> (Senecio)	E	S	1					1	1	1	1	1	1	1	1	1			1
	<i>Senecio farinifer</i> (Senecio)	E	S													1				
	<i>Senecio fistulosus</i> (Hualtata)	N	H													1				
	<i>Senecio hakeifolius</i> (Senecio)	E	S								1	1								
	<i>Senecio</i> sp. (Senecio)					1														
	<i>Silybum marianum</i> (Cardo marino)	A	A			1	1												1	
	<i>Solidago chilensis</i> (Huellén, Vara de oro)	N	H			1														
	<i>Sonchus asper</i> (Ñilhue)	A	AB			1	1													
	<i>Symphotrichum squamatum</i> (Aster)	N	H			1	1				1	1								
	<i>Taraxacum officinale</i> (Diente de león)	A	H			1							1							
	<i>Tessaria absinthioides</i> (Brea)	N	S	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Xanthium spinosum</i> (Clonqui)	A	A			1	1							1	1					
Boraginaceae	<i>Amsinckia calycina</i> (Ortiga amarilla)	N	A			1														1
Boraginaceae	<i>Cordia decandra</i> (Carbonillo)	E	FT							1	1									
Boraginaceae	<i>Cryptantha glomerata</i> (Ortiga blanca)	E	A			1	1													1
Boraginaceae	<i>Heliotropium curassavicum</i> (Cama de sapo)	N	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

**Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
Boraginaceae	<i>Heliotropium stenophyllum</i> (Palo negro)	E	F	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Brassicaceae	<i>Brassica nigra</i> (Mostaza negra)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Hirschfeldia incana</i> (Rabaniza amarilla)	A	AB	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Lepidium</i> sp. (Hierba del tapón)			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Lobularia maritima</i>	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Nasturtium officinale</i> (Berro común)	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Raphanus sativus</i> (Rábano)	A	AB	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Rapistrum rugosum</i> (Falso yuyo)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Sisymbrium officinale</i> (Mostacilla)	A	AB	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cactaceae	<i>Cumulopuntia sphaerica</i> (Gatito, Chapín)	N	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Eriosyce subglobosa</i> (Quisco rosado)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Eulychnia acida</i> (Copao)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Eulychnia breviflora</i> (Rumpa)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Eulychnia castanea</i> (Copao de Philipi)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Trichocereus coquimbicus</i> (Quisco de Coquimbo)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Trichocereus litoralis</i> (Quisco costero)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Trichocereus skottsbergii</i> (Quisco de Fray Jorge)	E	K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Calceolariaceae	<i>Calceolaria</i> sp. (Capachito, Zapato de la Virgen)			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Campanulaceae	<i>LOBELIA polyphylla</i> (Tabaco del diablo, Tupa)	E	F	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Caryophyllaceae	<i>Cerastium arvense</i> (Oreja de ratón)	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Herniaria cinerea</i> (Hierba de Santa María)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Spergularia arbuscula</i> (Taitana)	E	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Spergularia media</i> (Hierba de la golondrina)	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Stellaria media</i> (Capiqui)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Celastraceae	<i>Maytenus boaria</i> (Maitén)	N	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

### Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC	
Convulvaceae	Convulvulus arvensis (Correhuela loca)	A	H			1															
	Convulvulus chilensis (Correhuela rosada)	E	H			1				1	1			1							
	Cuscuta micrantha (Cabello de ángel)	E	A							1	1		1								
	Cuscuta sp. (Cabello de ángel)					1	1	1				1									
	Dichondra sericea (Oreja de ratón)	N	H													1					
Cucurbitaceae	Sicyos baderoa (Calabacillo)	N	A		1	1	1	1					1								
Escalloniaceae	Escallonia illinita (Ñipa, Siete camisas)	E	F			1															
Euphorbiaceae	Euphorbia peplus (Pichoga)	A	A			1														1	
	Ricinus communis (Higuera, Ricino)	A	F	1	1	1	1	1	1	1	1		1								
Fabaceae	Acacia caven (Espino, Churqui, Cavén)	N	T			1	1	1												1	
Fabaceae	Acacia karroo (Acacia dulce, Acacia capense)	A	T			1															
	Acacia melanoxylon (Acacia negra)	A	T			1														1	
	Acacia saligna (Acacia azul)	A	T			1														1	
	Acacia visco (Visco, Vilca)	A	T																	1	
	Adesmia littoralis (Varilla)	E	S	1						1											
	Adesmia tenella (Arvejilla)	E	A		1	1	1														
	Albizia lophanta (Acacia plumosa)	A	T			1															
	Astragalus sp. (Hierba loca)	E	H							1										1	
	Caesalpinia spinosa (Tara)	N	T																		
	Hoffmannseggia glauca (Algarrobilla fina)	N	H	1																	1
Lotus subpinnatus (Porotillo)	N	A																		1	
Lupinus arboreus (Chocho, Altramuz)	A	F																		1	
Medicago lupulina	A	AH																		1	
Medicago polymorpha (Hualputra)	A	A				1	1	1												1	
Medicago sativa (Alfalfa)	A	H				1	1	1												1	

Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
	Meliolus indicus (Trebollito, Melioto amarillo)	A	A		1									1			1			
	Otholobium glandulosum (Culén)	N	T		1										1					1
	Prosopis strombulifera (Fortuna, Espinillo, Retortón)	N	F													1	1			
	Senna candolleana (Alcaparra, Quebracho)	E	F													1				
	Senna cumingii (Alcaparra)	E	F		1											1				
	Sophora macrocarpa (Mayu)	E	FT																	1
	Trifolium repens (Trébol blanco)	A	H		1	1														
Frankeniaceae	Frankenia chilensis (Hierba del salitre)	N	S	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Frankenia salina (Hierba del salitre)	N	S		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geraniaceae	Erodium botrys (Alfierillo, Relojito)	A	A																	1
	Erodium cicutarium (Alfierillo, Relojito)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geraniaceae	Erodium malacoides (Alfierillo, Relojito)	A	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Goodeniaceae	Selliera radicans (Maleza de marisma)	N	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Haloragaceae	Myriophyllum quitense (Milenrama de agua)	N	H																	1
Iridaceae	Sisyrinchium arenarium (Huilmo amarillo)	N	H																	1
Lamiaceae	Mentha aquatica (Hierbabuena)	A	H																	
	Stachys grandidentata (Hierba santa)	E	H		1															
Utriculariaceae	Utricularia gibba (Bolsita de agua)	N	H																	1
Loranthaceae	Tristerix aphyllus (Quintral del quisco)	E	H																	1
Loranthaceae	Tristerix verticillatus (Quintral del álamo)	N	F																	1
Lythraceae	Lythrum hyssopifolium (Hierba del toro)	A	A																	1
Malvaceae	Cristaria glaucophylla (Malvilla)	E	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Malva assurgentiflora (Malvaloca)	A	F		1	1														1
	Malva nicaeensis (Malva toro)	A	H		1	1														1
	Malva parviflora (Malva chica)	A	A		1	1														1

**Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
	Malvella leprosa (Malva de salitral)	N	H	1	1															
	Sphaeralcea obtusiloba (Malvita del cerro)	E	S		1			1												
Montiaceae	Cistanthe grandiflora (Doquilla, Pata de guanaco)	E	H									1								1
	Cistanthe longiscapa (Doquilla, Pata de guanaco)	E	A																	
Myoporaceae	Myoporum laetum (Mioporo)	A	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Myrtaceae	Eucalyptus globulus (Eucalipto, Gomerito azul)	A	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Onagraceae	Fuchsia lycioides (Fucsia)	E	F	1																1
	Ludwigia peploides (Duraznillo de agua)	N	H		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Oenothera coquimbensis (Dondiego de la noche)	E	A	1																
Orobanchaceae	Agalinis linarioides (Falsa dedalera)	N	H		1															
Oxalidaceae	Oxalis gigantea (Churco)	E	F	1																1
	Oxalis megalorrhiza (Vinagrillo gordo)	N	H																	1
Oxalidaceae	Oxalis micrantha (Vinagrillo)	N	A	1	1								1							
	Oxalis perdicaria (Flor de mayo)	N	H																	1
	Oxalis pescaprae (Vinagrillo)	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Papaveraceae	Argemone hunnemannii (Cardo santo)	N	A		1															
	Argemone subfusiformis (Cardo santo)	N	A		1															
	Eschscholzia californica (Dedal de oro)	A	H		1															
Plantaginaceae	Bacopa monnieri (Bacopa)	N	H		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Plantago sp. (Llantén)				1															
	Plantago hispidula (Pasto ovejero, Llantén ovejero)	E	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Plantago lanceolata (Llantén menor, Siete venas)	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Plantago litorea (Llantén)	E	A																	
	Plantago major (Llantén mayor)	A	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Plumbaginaceae	Limonium guaicuru (Guaicurú)	E	H																	1



**Continuación Anexo 4.1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC	
Poaceae	Vulpia bromoides	A	A				1														
Polygonaceae	Chorizanthe frankenioides (Sanguinaria)	E	S	1																	
	Chorizanthe sp. (Sanguinaria)				1																
	Chorizanthe vaginata (Sanguinaria)	E	S			1											1		1	1	
	Emex spinosa (Romasa espinosa)	A	H			1															
	Muehlenbeckia hastulata (Mollaca, Quilio)	N	F	1	1	1						1				1	1	1		1	
	Polygonum aviculare (Centinodia)	A	H			1	1														
	Polygonum persicaria (Duraznillo)	A	A			1	1														
	Rumex maricola (Romaza)	E	H			1												1		1	1
	Rumex ssp. (Romaza)						1	1						1							
	Portulacaceae	Portulaca oleracea (Verdolaga)	A	A			1														
Primulaceae	Anagallis alternifolia (Pimpinela)	N	H			1															
	Anagallis arvensis (Pimpinela escarlata)	A	A			1	1									1				1	
Oxalidaceae	Oxalis micrantha (Vinagrillo)	N	A			1	1						1								
	Oxalis perdicaria (Flor de mayo)	N	H																	1	
	Oxalis pescaprae (Vinagrillo)	A	H			1	1	1													
Papaveraceae	Argemone hunnemannii (Cardo santo)	N	A			1															
	Argemone subfusiformis (Cardo santo)	N	A			1															
	Eschscholzia californica (Dedal de oro)	A	H			1															
Plantaginaceae	Bacopa monnieri (Bacopa)	N	H			1	1						1								
	Plantago sp. (Llantén)					1															
	Plantago hispida (Pasto ovejero, Llantén ovejero)	E	A	1	1	1	1				1	1	1						1	1	
	Plantago lanceolata (Llantén menor, Siete venas)	A	H			1	1		1	1	1	1	1								
	Plantago litorea (Llantén)	E	A				1														
Plantago major (Llantén mayor)	A	H			1	1	1								1			1	1		

### Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC	
Plumbaginaceae	Limonium guaicuru (Guaicurú)	E	H							1	1									1	
Poaceae	Vulpia bromoides	A	A			1															
Polygonaceae	Chorizanthe frankenioides (Sanguinaria)	E	S	1																	
	Chorizanthe sp. (Sanguinaria)				1	1															
	Chorizanthe vaginata (Sanguinaria)	E	S														1		1	1	
	Emex spinosa (Romasa espinosa)	A	H			1															
	Muehlenbeckia hastulata (Mollaca, Quilo)	N	F		1	1	1				1				1	1	1			1	
	Polygonum aviculare (Centinodia)	A	H			1	1														
	Polygonum persicaria (Duraznillo)	A	A		1	1	1														
	Rumex maricola (Romaza)	E	H			1											1		1	1	
	Rumex ssp. (Romaza)					1	1				1										
Portulacaceae	Portulaca oleracea (Verdolaga)	A	A			1															
Primulaceae	Anagallis alternifolia (Pimpinela)	N	H			1															
	Anagallis arvensis (Pimpinela escarlata)	A	A			1	1									1				1	
Solanaceae	Solanum trinominum (Tomatillo)	E	AH			1														1	
Tropaeolaceae	Tropaeolum majus (Capuchina, Espuela de galán)	A	H		1	1	1														
Urticaceae	Parietaria debilis (Parietaria)	N	A			1															
	Urtica urens (ortiga menor)	A	A			1															
Verbenaceae	Phyla nodiflora (Verbena de pozo, Bella alfombra)	A	H			1	1													1	
	Verbena litoralis (Verbena azul)	N	H			1	1														
Zygophyllaceae	Fagonia chilensis (Hualputrilla)	N	S	1																	
<b>MONOCOTYLEDONEAE</b>																					
Alismataceae	Alisma plantago-aquatica (Llantén acuático)	A	H			1															
Alstroemeriaceae	Alstroemeria magnifica (Lirio de La Serena)	E	H			1															
Amaryllidaceae	Leucocoryne coquimbensis (Huilli de Coquimbo)	E	H			1	1													1	

**Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	EIQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
	Leucocoryne purpurea (Huilli púrpura)	E	H							1	1	1	1							
	Leucocoryne sp. (Huilli)	E	H							1	1									
	Myostemma bagnoidii (Añañuca amarilla)	E	H	1				1		1	1									
	Myostemma phycelloides (Añañuca roja)	E	H	1						1	1		1							
Araceae	Lemna gibba (Lenteja de agua)	N	A		1	1														
	Lemna minuta (Lenteja de agua)	N	H		1	1				1	1									
	Zantedeschia aethiopica (Cala)	A	H		1															
Asparagaceae	Agave americana (Agave)	A	H																	1
Bromeliaceae	Puya chilensis (Chagual, Cardón)	E	H											1		1	1	1		
	Puya venusta (Chaguaillo)	E	H													1	1	1	1	
Cyperaceae	Cyperus eragrostis (Contadera, Lleivún)	N	H		1								1							
	Cyperus laevigatus	A	H			1														
	Eleocharis macrostachya (Juncia)	N	H		1	1														
	Eleocharis sp. (Juncia)															1				
	Isolepis cernua (Junquillo)	A	A		1									1						
	Schoenoplectus californicus (Batro)	N	H		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Schoenoplectus pungens (Junco)	N	H		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dioscoreaceae	Dioscorea fastigiata (Papa cimarrona)	E	H	1																
	Dioscorea humifusa (Huanqui)	E	H	1										1		1				
Hydrocharitaceae	Elodea sp. (Luchecillo)				1															
Hydrocharitaceae	Limnobium laevigatum (Mordisco de rana)	A	H		1	1														
Juncaceae	Juncus acutus (Junco espinoso)	N	H	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Juncus balticus (Junco)																			
	Juncus bufonius (Junco de sapo)	N	A			1								1		1				
	Juncus pallescens (Junco)	N	H		1															

**Continuación Anexo 4-1: Riqueza florística de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...**

TAXA	Especie (Nombre común)	Origen	FV	BOC	SAL	ELQ	CUL	ADE	TON	SCH	SGR	PAC	LIM	CEB	TET	CHO	CHI	CON	QUI	PIC
	Juncus ssp. (Junco)	N	H			1	1	1	1	1	1	1	1	1						
Juncaginaceae	Triglochin striata	N	H		1	1	1													
Orchidaceae	Habenaria paucifolia (Orquidia de los pantanos)	N	H			1														
Poaceae	Agrostis capillaris (Mijillo)	A	H			1														
	Ammophila arenaria (Arenaria, Barrón)	A	H					1	1											
	Arundo donax (Caña)	A	H			1	1	1	1	1	1									1
	Avena barbata (Teatina)	A	A		1	1			1											
	Bromus berteruanus (Pasto largo, Tuca)	N	A		1	1	1						1	1	1					
	Cortaderia speciosa (Cola de zorro, Cortadera)	N	H		1	1														
	Cynodon dactylon (Pasto de las Bermudas)	A	H			1	1						1	1						
	Distichlis scoparia (Grama salada)	N	H											1						1
	Distichlis spicata (Grama salada)	N	H		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Hainardia cilindrica (Grama dura)	A	A																	
	Hordeum murinum (Cebadilla)	A	A			1	1													1
Poaceae	Pappostipa sp. (Coirón)										1	1								
	Paspalum vaginatum (Chépica blanca)	A	H			1	1					1								1
	Phragmites australis (Carrizo)	N	H			1		1		1	1									1
	Polyogon monspeliensis (Cola de zorra)	A	A			1	1													
	Polyogon sp. (Cola de zorra)					1														
	Schismus arabicus (Triguillo)	A	A		1	1	1							1	1					1
	Stipa speciosa (Coirón)	N	H								1	1								
Pontederiaceae	Eichhornia crassipes (Jacinto de agua)	A	H			1														
Potamogetonaceae	Stuckenia filiformis (Huiro de río)	N	H			1	1						1							1
Typhaceae	Typha angustifolia (Totora)	N	H		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1						1

V. AVIFAUNA  
de los Humedales Costeros de la Región de Coquimbo

Víctor Bravo-Naranjo, Carlos Zuleta & César Piñones-Cañete



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**

Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación

Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 107-137 (2018)

Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente



## CAPÍTULO 5: AVIFAUNA de los Humedales Costeros de la Región de Coquimbo.

**Víctor Bravo-Naranjo<sup>1,2</sup>, Carlos Zuleta<sup>1,2</sup> & César Piñones-Cañete<sup>3</sup>**

1. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile (CEANOR). 2. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 3. Red de Observadores de Vida Silvestre de Chile.

### RESUMEN

Debido a la importancia de los sistemas acuáticos para las aves como refugio, hábitat, zonas de alimentación y reproducción, describimos la diversidad, abundancia relativa de especies y la composición del ensamble de la ornitofauna de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. Registramos 161 especies de aves, que representan alrededor del 35% de las aves descritas para Chile. Las Passeriformes fueron el grupo que presentó la mayor riqueza y representatividad del ensamble, seguidos de los Charadriiformes. Las especies migratorias provenientes del hemisferio norte representaron el 17% del ensamble. Los humedales estudiados, albergan un promedio de 92 especies de aves, con variaciones entre sitios como algunas lagunas costeras que contienen una riqueza de 75 especies.

Los humedales costeros presentaron una similaridad ecológica de un 40% en relación a la riqueza y abundancia de aves, la que aumenta al 59% considerando datos de presencia/ausencia. Por último, de acuerdo a las curvas de rango-abundancia de los sitios, encontramos diferencias en la composición de la avifauna entre los distintos humedales estudiados, principalmente los urbanos como el río Elqui, El Culebrón y Pichidangui, los que presentaron una alta dominancia de la gaviota dominicana. Esta situación podría estar relacionado con la alta disponibilidad de recursos, provenientes de microbasurales y desechos de las caletas cercanas.

## INTRODUCCIÓN

En la región de Coquimbo existen al menos 17 humedales permanentes en la zona próxima a la línea litoral (ver Capítulo 1), que según la clasificación de Cowardin et al (1979), serían principalmente estuarios y lagunas costeras; aunque esta cantidad aumentaría si se consideran los humedales temporales de la Región. Los humedales presentan diferencias que van desde su tamaño, profundidad, forma del espejo de agua, hasta la composición vegetal y faunística, especialmente de aves. Sin embargo, a pesar de la importancia de las aves para el funcionamiento de los humedales y la prestación de servicios ecosistémicos a las personas, seguimos perdiendo especies, sobre todo aquellas que son más dependientes de los cuerpos de agua permanentes. Las aves contribuyen con los cuatro tipos de servicios ecosistémicos reconocidos por Millennium Ecosystem Assessment 2003 (Tabla 5.1). Los servicios de aprovisionamiento son proporcionados por especies domesticas (aves de corral) y silvestres (Larson 2015). Las plumas de las aves proporcionan ropa de cama, aislamiento y ornamentación (Green y Elmberg 2014). Las aves han sido componentes importantes de la dieta humana (Moss & Bowers 2007) y muchas especies, como las aves acuáticas (Anatidae) y cinegéticas (Galliformes), son cazadas para consumo y recreación (Peres & Palacios 2007, Bennett & Whitten 2003, Green & Elmberg 2014).

Las aves carroñeras contribuyen significativamente a los servicios de regulación (Figura 5.1), removiendo eficientemente las carcasas del ambiente y regulando la propagación de enfermedades a los humanos (DeVault et al. 2016). La disminución de sus servicios sanitarios, en el sur de Asia ha llevado a irrupciones de ratas y perros callejeros. Los economistas han calculado que la desaparición de los buitres ha producido 48,000 muertes humanas adicionales debido a la rabia (DeVault et al. 2016), lo que ha tenido un costo económico de \$ 34 mil millones de dólares (entre 1992 a 2006). A través de su lugar en el arte, la fotografía, las costumbres religiosas y la observación, las aves aportan servicios culturales. Numerosas especies de aves contribuyen con sus actividades de búsqueda de alimento, dispersión de semillas y polinización a mantener los ecosistemas de los que dependen los humanos (Sekercioğlu 2006, Wenny et al. 2011).

De particular importancia es el control de insectos (Figura 5,1), plagas de ratones y la dispersión de semillas por las aves. A través de estos servicios, las aves tienen un impacto local y global sobre los ecosistemas naturales, urbanos y agrícolas. Algunos servicios ecosistémicos de las aves han sido cuantificados. Por ejemplo, 81 millones de personas en los Estados Unidos disfrutaban observando aves desde el 2008 y se espera que esta actividad aumente a 108 millones de personas para 2030 (White et al. 2014). En 2001, los observadores de aves estadounidenses gastaron US \$32 millones disfrutando su hobby, creando casi un millón de puestos de trabajos y produciendo un impacto económico de US \$85 millones (LaRouche 2001, Sekercioğlu 2002). El aumento en la popularidad de la observación de aves, especialmente en los últimos 50 años, ha generado todo un género de libros (Dunlap 2011) como las guías de campo, que también se ha expandido a otros taxones. La demanda por observar aves contribuye al boom actual del ecoturismo. Un punto interesante al respecto es el aumento de los programas de ciencia ciudadana que utilizan voluntarios para

**Tabla 5.1:** Servicios ecosistémicos proporcionados por las aves en los humedales costeros de la Región de Coquimbo (modificado de Green & Elmerg 2014).

SERVICIOS	Funciones Ecológicas & Beneficios	Taxon
PROVISION	Caza recreacional, Carne y huevos, Plumas para vestimenta y ornamentos, Grasa para impermeabilización.	Patos, Bandurria, Chorlo de campo, Perdicitas, Tórtolas, Cisnes.
SOPORTE	Polinización, Dispersión de propágulos animales y vegetales, Ciclo de nutrientes y estimulación de la productividad primaria, Descomposición y reducción de la producción de metano.	Picaflores, Patos, Taguas, Cisnes, Garzas.
REGULACION	Control de plagas (ratadas, insectos) y pestes, Centinelas de enfermedades, Cambio de régimen de los humedales (eutroficación), Remoción de carroña, Ingenieros ecosistémicos.	Rapaces, Golondrinas, Garzas, Tiránidos, Patos, Taguas, Cormoranes, Jotes.
CULTURAL	Observación de aves, Arte, Ecoturismo, Recreación, Relajación, Salud mental.	Cisnes, Garzas, Flamencos, Zambullidores, Siete Colores, Chorlos y Playeros.

ayudar a monitorear las poblaciones de aves en una escala geográfica más grande (e.g. [www.ebird.org](http://www.ebird.org), Abolafya et al. 2013).

Los humedales costeros son especialmente importantes para las aves acuáticas, sean estas residentes o migratorias (Davis et al. 1996, Page et al. 1997), porque a partir de sus interacciones ecológicas producen un gran impacto en las estrategias adaptativas de las aves (Weller 1999), que les permiten explotar de mejor manera los recursos proporcionados por estos ecosistemas. Por otra parte, las aves migratorias utilizan estos humedales como zonas de descanso, alimentación y reposición energética necesarias para iniciar, continuar o culminar sus migraciones (Myers et al. 1987, Salaberry et al. 1996, Blanco 2000, Warnock 2010, García et al. 2017).

En la Región de Coquimbo, alrededor de 27 especies de aves migratorias visitan los humedales costeros (Schlatter & Sielfeld 2006). Estos humedales se caracterizan por ser sitios de una alta productividad si se comparan con la matriz semiárida donde se encuentran inmersos. Esto es relevante en la zona costera donde gran parte del territorio corresponde a suelos erosionados y sitios urbanizados. Los humedales costeros de la Región contienen aproximadamente 53 especies de vertebrados entre mamíferos, reptiles, peces y anfibios (ver capítulo 3), por lo que la relevancia biológica de estos sitios para la conservación de la biodiversidad regional es importante, como también ha sido destacada por varios autores (Myers et al. 1984, 1990, Tabilo & Noton 1987, Tabilo et al. 1996, Pulido & Tabilo 2000, Zuleta & Piñones 2015). Sin embargo, los humedales han sido y continúan siendo amenazados (ver Capítulo 7) por la creciente población humana de la zona litoral (Figueroa et al. 2007).

Actualizar el conocimiento de la comunidad de aves presentes en los humedales, es altamente valioso para tomadores de decisiones, ya que este taxa es considerado



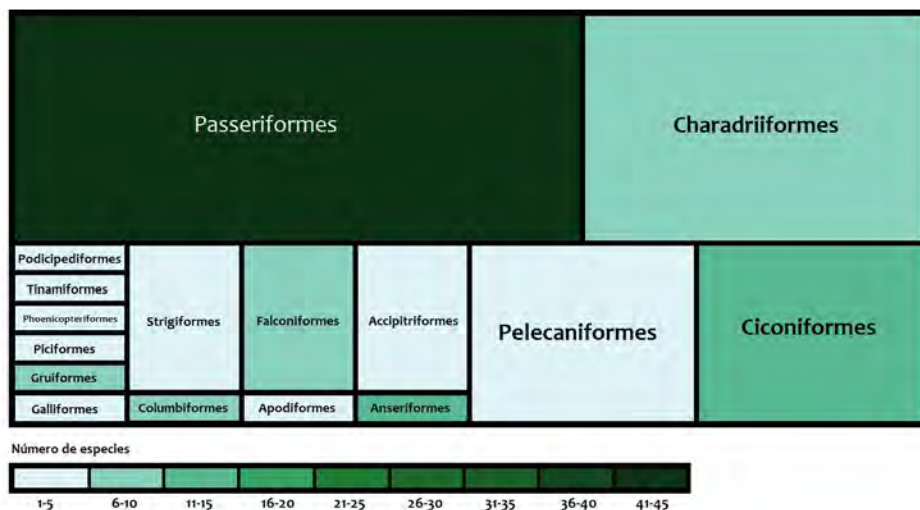


**Figura 5.1:** Ejemplo de servicios ecosistémicos proporcionados por las aves en los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A) Remoción de animales muertos por jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus*), B). Consumo y eliminación de insectos y/o parásitos del ganado doméstico por tijuques (*Milvago chimango*), C). Depredación sobre polillas por bailarín chico (*Anthus correndera*) y D). Consumo y dispersión de semillas por yales (*Phrygilus fruticeti*).

un buen indicador de la condición ambiental del humedal (Milesi et al. 2002) y que provee importantes servicios ecosistémicos (Morante-Filho & Faria 2017), lo que permite orientar de mejor manera las medidas de protección y conservación de estos ecosistemas. En este sentido, este trabajo realizado durante los años 2015 y 2016 con monitoreo bi-mensuales y el análisis de la literatura respectiva, actualiza y amplía la información existente sobre la riqueza y composición ornitológica de los humedales de la Región de Coquimbo.

#### **AVES DE LOS HUMEDALES DE LA REGIÓN DE COQUIMBO**

De acuerdo a los resultados obtenidos, las aves que anualmente hacen uso de los humedales de la Región de Coquimbo son alrededor de 161 especies, las que representan aproximadamente el 35 % de la ornitofauna descrita para Chile. Las aves observadas pertenecen a 41 familias y 17 órdenes (Anexo 1). Las Passeriformes presentaron la mayor riqueza y representatividad con 13 familias y 45 especies (Figura 5.2), seguidas por los Charadriiformes con 7 familias y 10 especies. Por último, los órdenes con menor riqueza y representatividad fueron los Anseriformes, Apodiformes, Columbiformes, Galliformes, Phoenicopteriformes, Podicipediformes, Piciformes, Gruiformes y Tinamiformes con sólo una familia (Figura 5.2).



**Figura 5.2:** Abundancia relativa de los órdenes de Aves registrados en los humedales de la Región de Coquimbo. El tamaño de cada polígono es proporcional al número de familias pertenecientes al orden y la degradación de colores indica el número de especies pertenecientes a cada familia, cuyo valor mínimo es 1 (color más claro).

### ORIGEN MIGRATORIO

El ensamble de aves registrado incluye especies que permanecen en los humedales todo el año como otras que sólo llegan por temporadas. Así, de acuerdo a su permanencia en los humedales, el mayor porcentaje (67%) lo representan especies residentes a nivel local, seguido de las aves migratorias boreales (17%). También tenemos especies visitantes de la zona sur (6%), cordilleranas (5%), neotropicales (3%) y en menor porcentaje (2%) aves que provienen de la zona norte del país.

Las aves que se encuentran en el grupo migratorio (Figura 5.3) realizan un largo viaje latitudinal, principalmente desde la tundra del Ártico y California, donde se reproducen. Posteriormente a finales del invierno boreal (agosto-septiembre), comienzan sus desplazamientos hacia Centro y Sudamérica, migrando hacia nuestro país hasta marzo-abril, exceptuando algunos individuos que se mantienen durante todo el año en Chile. En este grupo destacan especies con alta ocurrencia y alta abundancia a finales del invierno boreal (Figura 5.3), como el playero blanco (*Calidris alba*), el zarapito común (*Neumenius phaeopus*) y la gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*). Otras especies con menor abundancia son el gaviotín elegante (*Sterna elegans*), pitotoy chico (*Tringa melanoleuca*) y playero de Baird (*Calidris bairdii*). Por último, entre las especies con baja ocurrencia y poca abundancia en los humedales costeros de la Región, destacan el playero pectoral (*Calidris melanotos*), playero de patas largas (*Calidris himantopus*) y playero enano (*Calidris minutilla*).

Seis de las especies de aves registradas en los humedales de Coquimbo (4%) son visitantes de la Región Neotropical, que al igual que los migradores boreales, utilizan la costa de la Región, especialmente lagunas y playas. Comúnmente se les encuentra entre agosto-septiembre hasta febrero-marzo, con la diferencia que su



**Figura 5.3:** Aves migratorias de invierno boreal (verano en el hemisferio sur) presentes en los humedales de Coquimbo: A). Playero blanco (*Calidris alba*), B). Rayador (*Rynchops niger*), C). Playero de patas largas (*Calidris himantopus*), D). Gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*), E). Chorlo ártico (*Pluvialis squatarola*) y F). Playero de Baird (*Calidris bairdii*).

desplazamiento es parcialmente horizontal y además provienen de países como Bolivia, Perú, Brasil, Argentina y Uruguay. En este grupo de aves se encuentran especies como el rayador (*Rynchops niger*), picaflor gigante (*Patagona gigas*) y el run-run (*Hymenops perspicillatus*).

Entre las aves consideradas como visitantes regulares de los humedales y que realizan desplazamientos dentro del país, registramos especies provenientes de tres zonas: siete especies (4%) provienen de la cordillera realizando un tipo de migración de tipo altitudinal, que se desarrolla especialmente en los meses más fríos, donde descienden a zonas más cálidas cuando la nieve y las bajas temperaturas les impiden explotar los recursos. En este grupo destacan especies como: chorlo de la puna



**Figura 5.4:** Aves acuáticas registradas en los humedales de la Región de Coquimbo: A). Chorlo semipalmado (*Charadrius semipalmatus*), B). Chorlo nevado (*Charadrius nivosus*), C). Flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*), D). Pidén (*Pardirallus sanguinolentus*), E). Pato colorado hembra (*Anas cyanoptera*) y F). Zarapito (*Numenius phaeopus*).

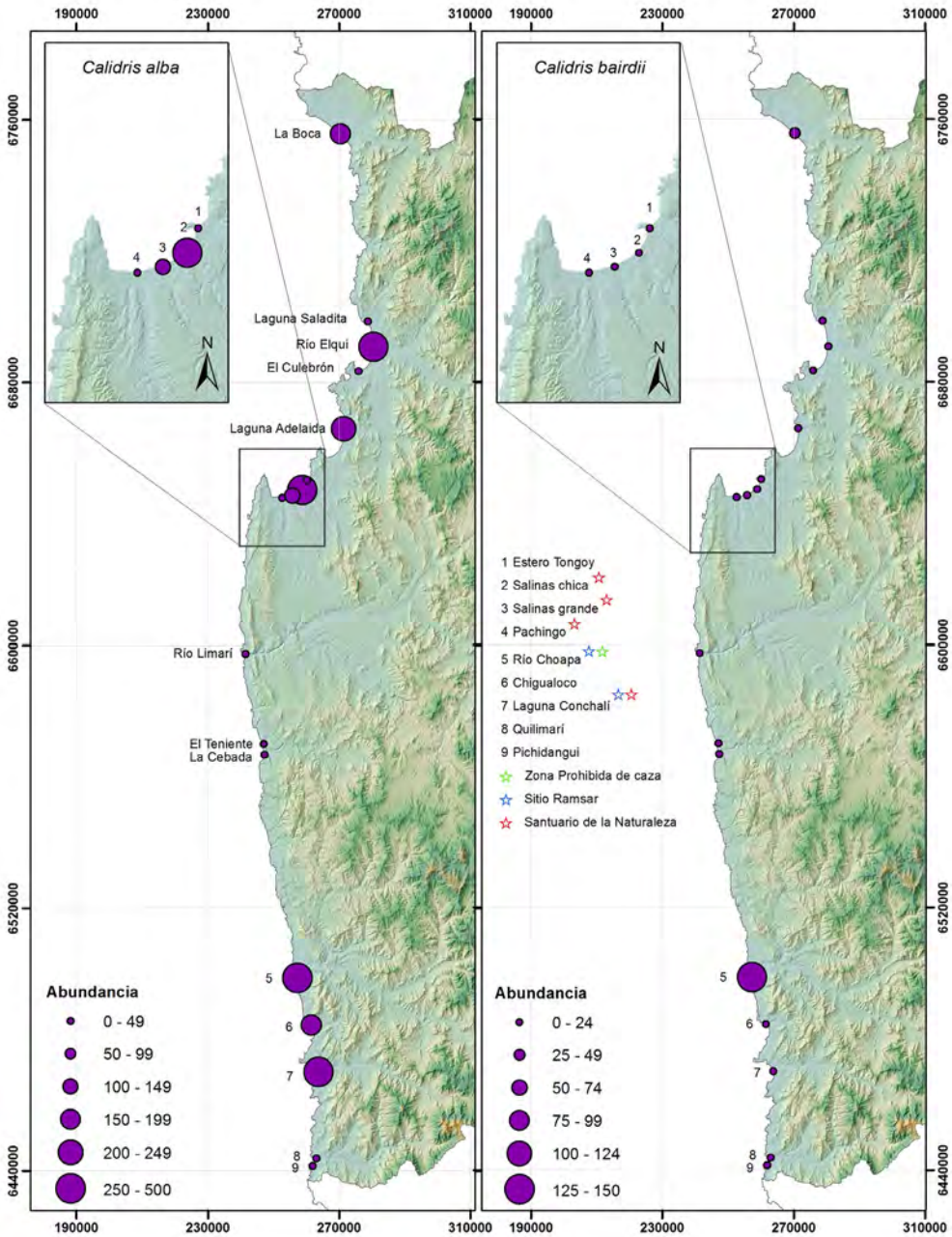
(*Charadrius alticola*), especie muy poco común, al igual que la tórtola cordillerana (*Metriopelia melanoptera*) y el mero gaucho (*Agriornis montana*). Tres especies (2%) provienen de la zona norte del país: el flamenco andino (*Phoenicoparrus andinus*), la gaviota garuma (*Larus belcheri*) y el caití (*Recurvirostra andina*), especie que podría encontrarse todo el año, y 9 especies (6%) provienen de la zona sur, especialmente en verano y la mayoría de la Patagonia chilena, como el chorlo de doble collar (*Charadrius falklandicus*) y el chorlo chileno (*Charadrius modestus*).

## AVES ACUÁTICAS

A diferencia de las aves terrestres (e.g. Accipitriformes o Strigiformes) que utilizan parcialmente los humedales, las aves acuáticas (Figura 5.4) como: chorlos, playeros y gaviotas (Charadriiformes), taguas (Gruiformes) y garzas (Ciconiformes) presentan vínculos más estrechos con los humedales, ya que en ellos desarrollan gran parte de su ciclo de vida. Así, los humedales emplazados a lo largo de la costa chilena juegan un rol clave en la dinámica poblacional de aves playeras y migratorias. A fin de documentar su importancia y complementar la información desarrollada en este capítulo y la descrito por García-Walther et al. (2017), elaboramos cartografías de la Región de Coquimbo para documentar la distribución espacial de la riqueza y relaciones de abundancia y/o ocurrencia de seis especies de aves acuáticas. Cuatro de ellas elegidas por su alta representación en el sistema de humedales de la Región (Figura 5.5 y 5.6) y dos especies seleccionadas por su vulnerabilidad frente a las amenazas de origen principalmente antrópico (Figura 5.7).

La abundancia y distribución de aves playeras y acuáticas registrada en los humedales costeros de la Región, varió considerablemente durante los muestreos. Así por ejemplo, para el caso del playero blanco (*Calidris alba*) y el playero de Baird (*Calidris bairdii*), éstos muestran patrones distintivos entre ellos (Figura 5.5). La primera especie presenta números poblacionales medianos (150-199 individuos) a altos (250 a 500 ejemplares) en la mayoría de los humedales costeros (Figura 5.5), con excepción de Laguna Saladita, estero El Culebrón, Quilimarí y Pichidangui, que presentaron números poblacionales bajos (0-49 individuos). Estas diferencias en la abundancia del playero blanco, se debería a que explota humedales relativamente grandes (e.g. Estuario del Río Elqui y Río Choapa) y con una buena proporción de playas de arena. Sin embargo, sus números poblacionales no estarían relacionados con el tamaño del espejo de agua, puesto que humedales grandes (e.g. estuario del Río Limarí) como humedales pequeños (e.g. La Boca), presentaron bajas y altas abundancias relativas, respectivamente. Por otra parte, el playero de Baird se distribuye en todos los humedales costeros de la Región pero con muy bajos números poblacionales (0-24 individuos), con excepción del estuario del Río Choapa (Figura 5.5). Su abundancia relativamente baja en los humedales muestreados, se debería a su conducta solitaria y de formar pequeñas bandadas en búsqueda de alimento.

La ocurrencia y abundancia de la gaviota de Franklin (*Larus pipixcan*) y del zarapito (*Numerous phaeopus*), dos aves migratorias comúnmente registradas en los humedales costeros de la Región, también muestran patrones distintivos entre ellos (Figura 5.6). La gaviota de Franklin muestra una mayor heterogeneidad en su abundancia relativa, con números poblacionales bajos (0-249 individuos) en la mayoría de los humedales y sólo en el estuario del Río Elqui, estero El Culebrón y Laguna Conchalí (Figura 5.6), presenta una abundancia relativamente alta (1000-1500 ejemplares). Estas diferencias en los números poblacionales de la gaviota de Franklin, se deberían a que explota humedales relativamente grandes (e.g. Estuario del Río Elqui), con una buena proporción de playas de arena y abundantes recursos alimenticios naturales o subsidiados (e.g. estero El Culebrón). En cambio, el zarapito,



**Figura 5.5:** Distribución de la ocurrencia y abundancias máximas de dos especies de aves migratorias interhemisféricas: playero blanco (*Calidris alba*) y playero de Baird (*Calidris bairdii*) en los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

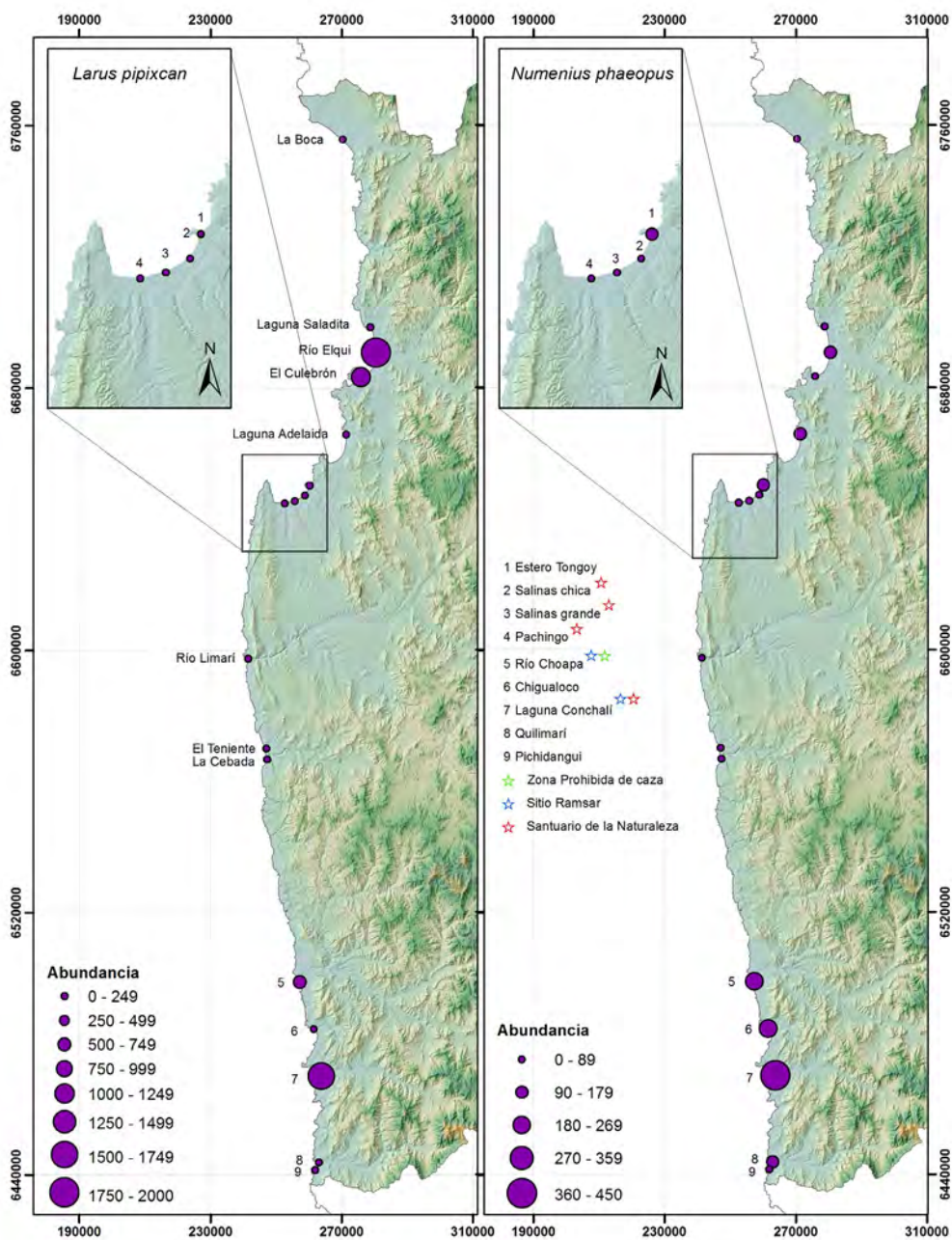


Figura 5.6: Distribución de la ocurrencia y abundancias máximas de dos especies de aves migratorias interhemisféricas: gaviota de Franklin (*Larus pipixcan*) y zarapito (*Numerius phaeopus*) en los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

otra especie migratoria conspicua de los humedales costeros de Coquimbo, se distribuye con bajos números poblacionales (0-179 individuos), con excepción del estuario del Río Choapa y Chigualoco donde su abundancia fluctúa entre 180-269 individuos (Figura 5.6), así como en Laguna Conchalí que presenta altos números poblacionales (360-450 individuos) de esta especie. La abundancia relativamente baja del zarapito en la mayoría de los humedales muestreados, se debería a su preferencia por playas arenosas y limosas, en búsqueda de crustáceos y gusanos (Couve et al. 2016).

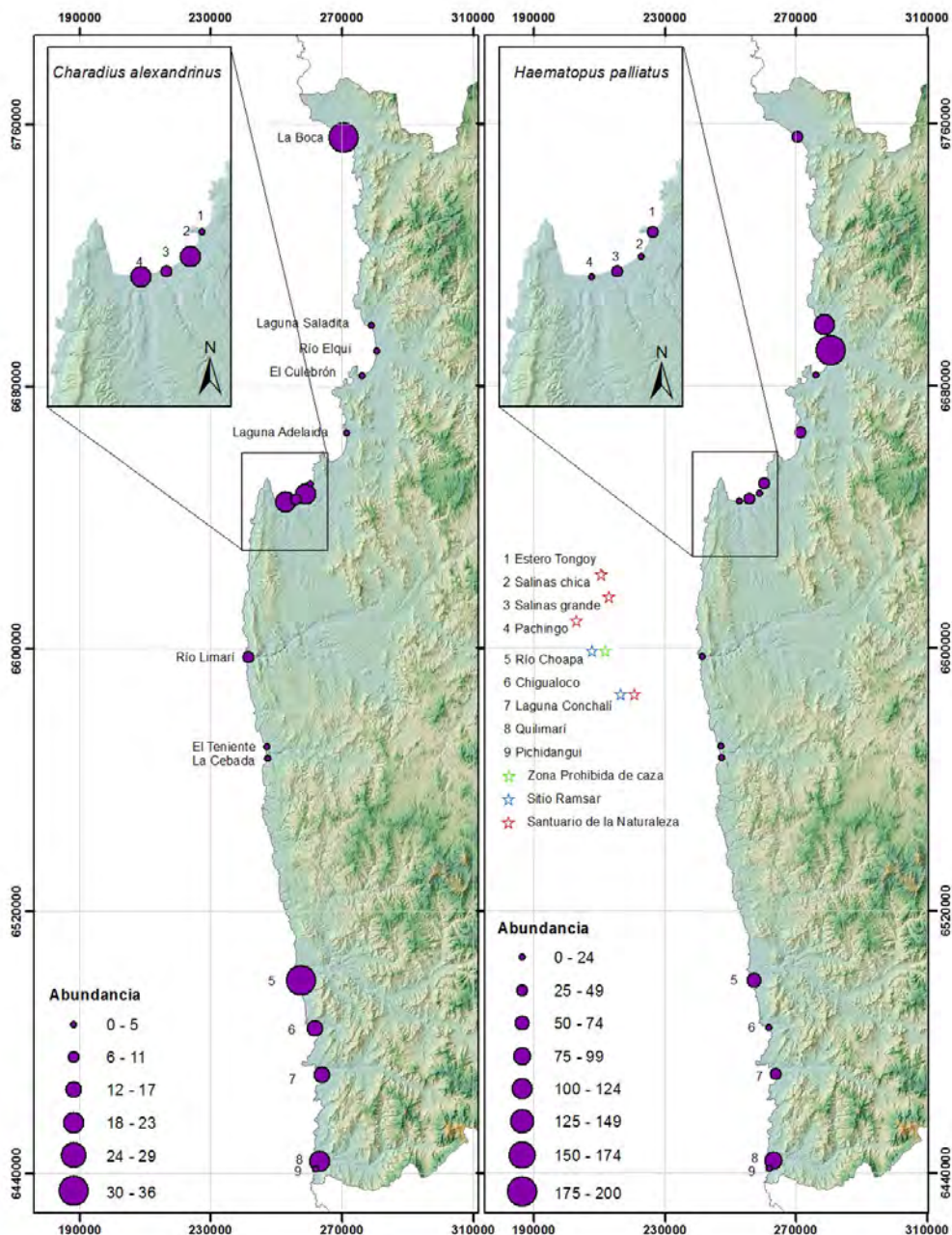
Por otra parte, la abundancia y distribución de dos especies de aves acuáticas vulnerables de los humedales costeros de la Región, varió considerablemente durante los muestreos. Así para el chorlo nevado (*Charadrius alexandrinus*), vulnerable a diferentes presiones humanas (ver Capítulo 8), muestra números poblacionales muy bajos en los distintos humedales estudiados (Figura 5.7) y sólo en aquellos donde la actividad humana está restringida por una mayor distancia a los centros poblados (e.g Los Choros) o se encuentran dentro de un área protegida (e.g estuario del Río Choapa), su abundancia fue un poco mayor (30-36 ejemplares). Una situación similar, ocurre con el pilpilén (*Haematopus palliatus*) que se encuentra amenazado por varias presiones antrópicas y que presenta números poblacionales relativamente bajos (25-100 individuos) en la mayoría de los humedales costeros de la Región, con excepción de Laguna Saladita y el estuario del Río Elqui, que muestran una alta abundancia (150-200 ejemplares) de esta especie. La baja abundancia de ambas especies se debería a poca tolerancia a la presencia humana.

En resumen, las aves acuáticas y playeras de los humedales de Coquimbo, ocurren en casi todos los sistemas acuáticos, pero presentan una gran variabilidad en sus números poblacionales. Además deben enfrentar los desafíos de explotar recursos permanentes y estocásticos, ricos, de corta duración y espacialmente dispersos (Roshier et al. 2008, Dean et al. 2009), que conducirían a un comportamiento nómada. Las aves acuáticas del desierto sobreviven y se reproducen en una gran variabilidad de entornos, como el zanco con bandas (*Cladorhynchus leucocephalus*), que está adaptado a los ciclos estocásticos de 'boom-bust' de los desiertos australianos (Jonzen et al. 2011), los cuales se caracterizan por precipitaciones bajas y muy variables (Morton et al. 2011), como los que acontecen en la zona costera de la Región (ver Capítulo 2). Los ecosistemas semiáridos se caracterizan por períodos húmedos o secos que son irregulares en el tiempo y el espacio. Esto es particularmente cierto en la Región, donde gran parte del territorio es semiárido y donde los humedales costeros experimentan extremos en el clima, desde períodos de sequía intensa y prolongada, a eventos de lluvia excepcionalmente altos (ver Capítulo 2) a consecuencias de las oscilaciones meridionales de El Niño (ENSO). Del mismo modo, períodos de sequías prolongadas (eventos La Niña) tienen efectos concomitantes sobre el funcionamiento del ecosistema terrestre y los humedales.

#### **DE LAS ESPECIES COMUNES A LAS ESPECIES RARAS**

De las 161 especies de aves registradas de los humedales costeros de Coquimbo, sólo 16 (10 %), estuvieron presentes en todos los humedales y en la mayoría (>90%)



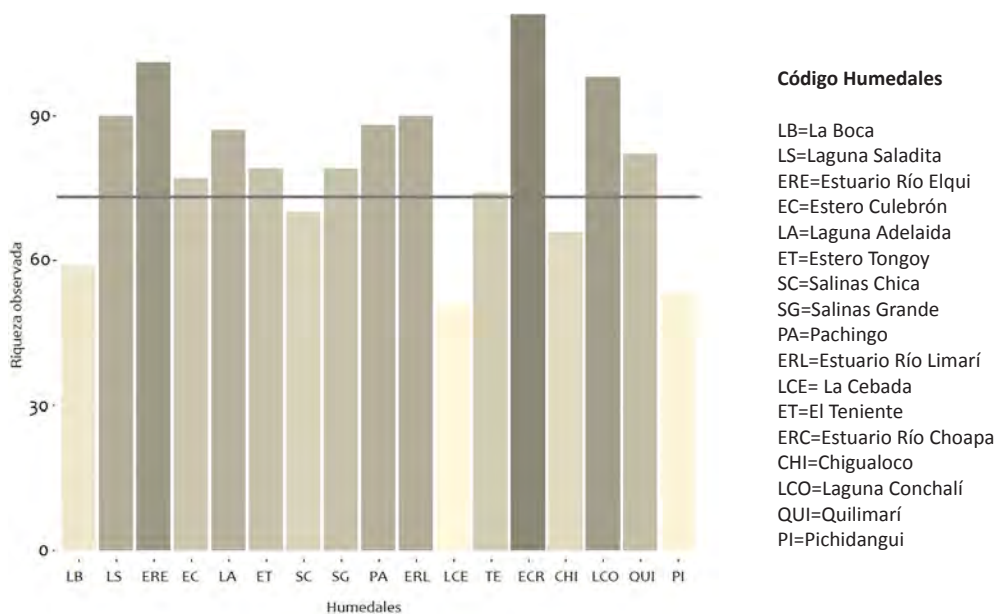


**Figura 5.7:** Distribución de la ocurrencia y abundancias máximas en dos especies de aves acuáticas vulnerables a presiones antrópicas: chorlo nevado (*Charadrius alexandrinus*) y pilpilén (*Haematopus palliatus*, pilpilén) en la Región de Coquimbo.



**Figura 5.8:** Especies de aves comúnmente avistadas en los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Pato real (*Anas sibilatrix*), B). Trile (*Agelasticus thilius*), C). Huairavo (*Nycticorax nycticorax*), D). Chercán de las vegas (*Troglodytes aedon*), E). Pimplon (*Rollandia rolland*) y F). Tagua de frente roja (*Fulica rufifrons*).

de los muestreos, por lo que las definimos como especies comunes (Figura 5.8). Dentro de este grupo, destacan el pato jergón grande (*Anas georgica*), jote cabeza colorada (*Cathartes aura*), chorlo de collar (*Charadrius collaris*), churrete común (*Cinclodes patagonicus*), perrito (*Himantopus mexicanus*), gaviota dominicana (*Larus dominicanus*), colegial (*Lessonia rufa*), tiuque (*Milvago chimango*), yeco (*Phalacrocorax brasilianus*), chirihue (*Sicalis luteola*), golondrina común (*Tachycineta meyeni*), chercán (*Troglodytes aedon*), queltehue (*Vanellus chilensis*), chincol (*Zonotrichia capensis*) y las migratorios gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*) y zarapito común (*Numenius phaeopus*).

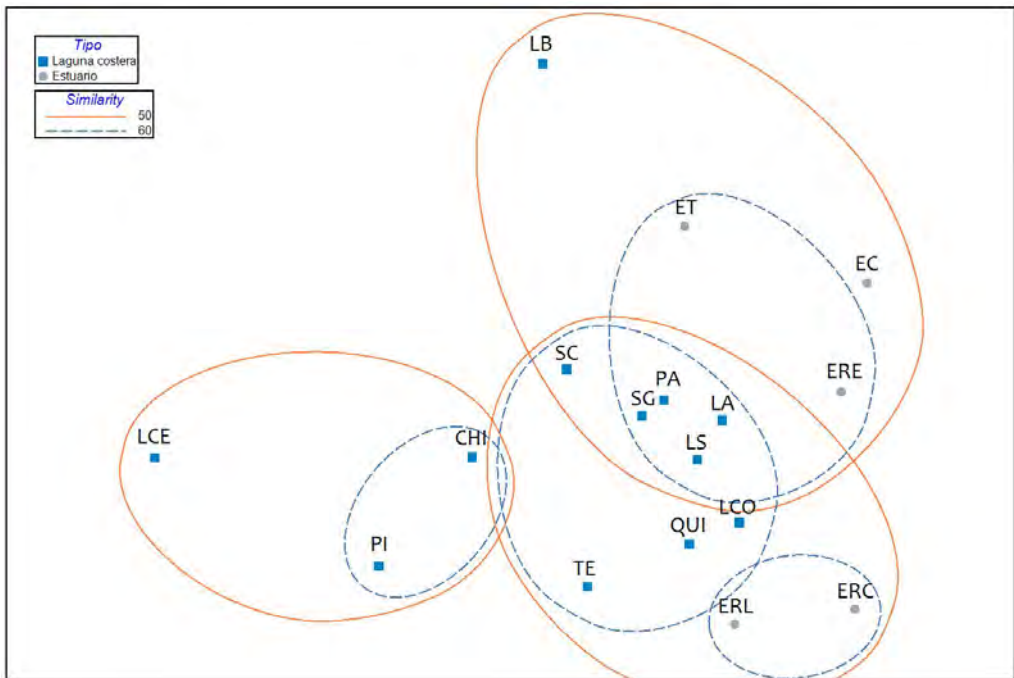


**Figura 5.9.** Riqueza observada de la ornitofauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo durante el estudio (2015-2016). La línea sobre las barras indica el promedio de la riqueza observada.

Por el contrario, 20 especies (12 %) se avistaron en un sólo sitio de muestreo y en general con muy pocos o con sólo un individuo avistado, por lo que se consideraron especies raras. En este grupo registramos: pato rinconero (*Heteronetta atricapilla*), gaviota andina (*Chroicocephalus serranus*), playero manchado (*Actitis macularia*), mero gaucho (*Agriornis montana*), pato capuchino (*Anas versicolor*), garcita azulada (*Butorides striata*), cóndor (*Vultur gryphus*), traro (*Caracara plancus*), (chorlo de la puna (*Charadrius alticola*), tagua andina (*Fulica ardesiaca*), águila (*Geranoaetus melanoleucus*), zarapito moteado (*Limosa fedoa*), dormilona fraile (*Muscisaxicola flavinucha*), torcaza (*Patagioenas araucana*), pelícano pardo (*Pelecanus occidentalis*), flamenco andino (*Phoenicoparrus andinus*), caití (*Recurvirostra andina*), gaviotín ártico (*Sterna paradisaea*) y gaviotín sandwich (*Sterna sandvicensis*), entre otras.

#### COMPARACIÓN DE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DEL ENSAMBLE DE AVES

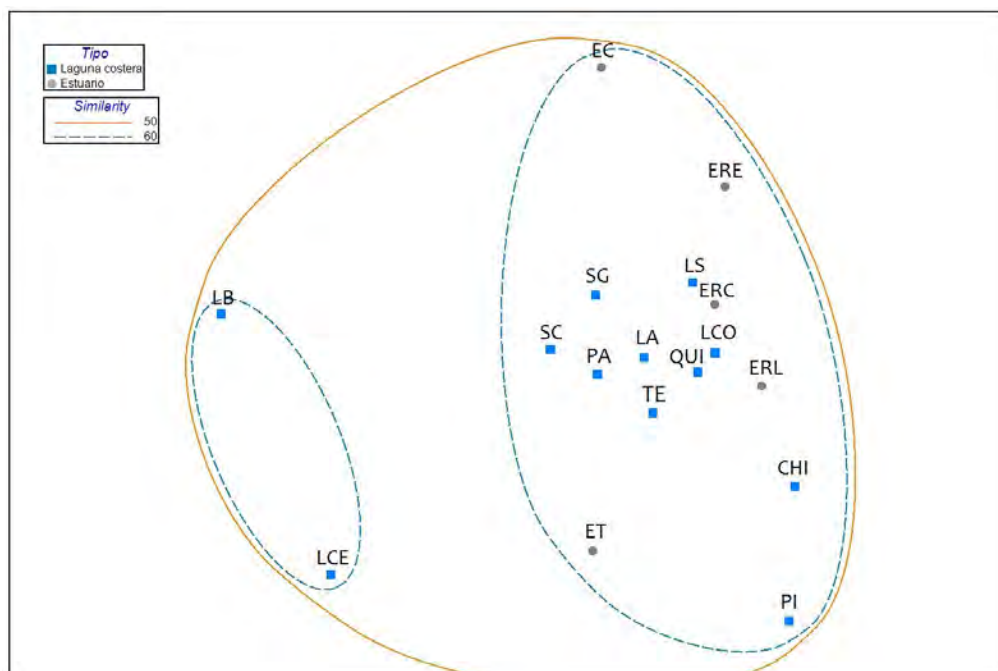
De los 17 humedales estudiados, el 65% de ellos (11) superaron la media de 80 especies (Figura 5.9) siendo el estuario del Río Choapa quien presentó la mayor riqueza de especies (111), seguido del estuario Río Elqui con 110 especies de aves. Lo siguen en riqueza los estuarios del Río Limarí, El Culebrón (CUL) y Tongoy (TON), aunque con valores más cercanos al promedio. En la bahía de Coquimbo, Vargas et al. (2016) también han señalado al Estuario Río Elqui como el humedal con mayor riqueza de aves seguido del estero Culebrón. Los humedales con menor riqueza fueron las lagunas costeras de Chigualoco con 66 especies, La Boca con 59 especies, Pichidangui con 53 especies y La Cebada con 51 especies (Figura 5.9).



**Figura 5.10:** Agrupamiento multidimensional (NMDS) de los humedales costeros de la Región de Coquimbo en base a los datos de riqueza y abundancia de la avifauna. Código de humedales como en la Figura 5.9. Los cuadrados azules muestran a las lagunas costeras y los círculos grises a los estuarios. La similitud del 50% se marca con la línea continua naranja y al 60% con línea segmentada azul.

Los estuarios presentaron una riqueza de  $91,6 \pm 14,4$  (media  $\pm$  DS), mientras que las lagunas costeras tuvieron un promedio de  $74,7 \pm 15,2$  especies de aves, lo que representa una diferencia en términos de riqueza específica del 10% (17 especies) entre estos sistemas. La mayor riqueza de aves en los estuarios podría explicarse por la influencia de agua salada proveniente del mar, que produce otros hábitats con una variada oferta de alimentos como pequeños invertebrados. Aunque estos resultados difieren de los descritos por Schlatter & Sielfeld (2006), que encontraron mayor riqueza de aves en lagunas someras que en los estuarios. Creemos que los resultados pueden variar enormemente por las condiciones climáticas como por la variabilidad natural de estos ecosistemas (Froneman et al. 2001).

De acuerdo a la técnica de ordenamiento multidimensional (NMDS), que consideró riqueza y abundancia de aves, el conjunto de humedales tienen una similitud en el ensamble de aves de al menos el 40%, la que al aumenta al 50% de similitud, los humedales se disgregan en tres grandes grupos. Un primer agrupamiento corresponde a los humedales de La Cebada, Pichidangui y Chigualoco (Figura 5.10). Un segundo agrupamiento incorporó a los humedales, Laguna Conchalí, Quilimarí, El Teniente, Río Limarí, Río Choapa, Salinas chica, Salinas grande, Pachingo, Laguna Adelaida y Laguna Saladita. Estos últimos cinco humedales también son agrupados



**Figura 5.11:** Agrupamiento multidimensional (NMDS) de los humedales costeros de la Región de Coquimbo en base a los datos de presencia/ausencia (1/0) de la ornitofauna. Código de humedales como en la Figura 5.9. Los cuadrados azules muestran a las lagunas costeras y los círculos grises a los estuarios. La similitud del 50% se marca con la línea continua naranja y al 60% con línea segmentada azul.

en un tercer clúster que incluyó además a los estuarios de Tongoy, Culebrón y Río Elqui, además del humedal de La Boca (Figura 5.10).

Se observan al menos cuatro agrupamientos menores con similitudes del 60%. Las similitudes presentadas por el grupo de humedales de la región, es una evidencia que estos lugares presentan varias características en común y que las aves los seleccionan para realizar parte de su ciclo de vida en éstos, lo que podría ser un buen indicador de la conectividad funcional de estos sistemas, tal y como se ha señalado para otros conjuntos de humedales (Céspedes 2006).

La similitud entre los humedales de la región utilizando sólo datos de presencia/ausencia (1/0) aumentó al 50% (Figura 5.11). Nuevamente la separación del humedal de La Boca ocurre por la presencia de algunas especies no registradas en el resto de los humedales como *Recurvirostra andina* o *Calidris mauri*, especies sólo compartidas con El Culebrón y además por la ausencia de otras especies como *Mimus thenca*, registrada en la mayoría de los sitios. Una situación similar ocurrió en La Cebada, único humedal donde se registró *Sterna paradiscea* y *Agronnis montana*. Estos humedales, junto con Pichidangui, fueron los únicos humedales donde no se registró *Agelaius thilius*. Otros humedales como el Estero Tongoy (Tongoy), presentó mayor similitud con dos agrupamientos de humedales, pero el registro de *Calidris canutus*, lo separa levemente del conjunto de humedales (Figura 5.9).

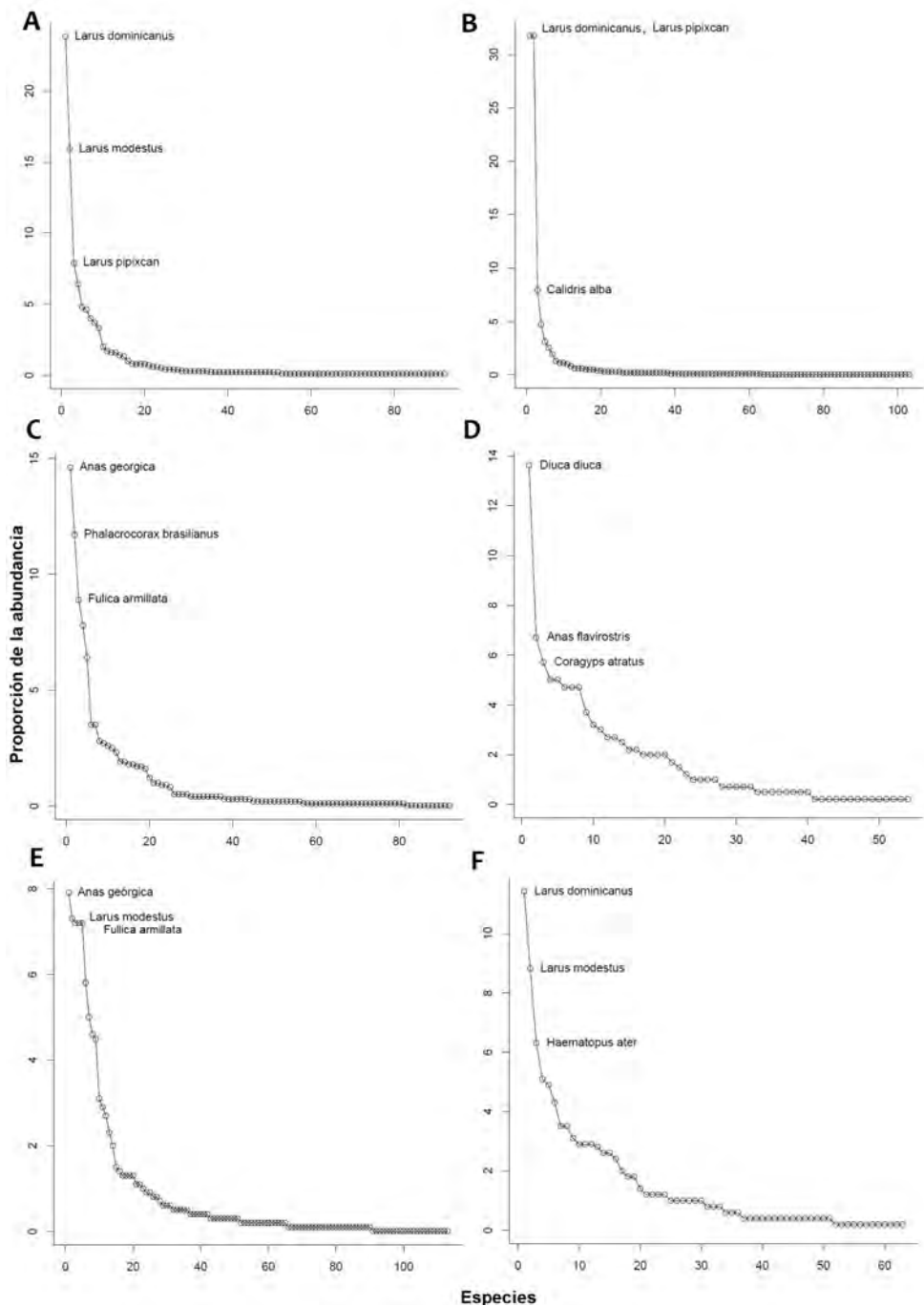
Considerando el efecto producido por estas pocas especies en la separación del resto del grupo de humedales, en general, la similaridad podría estar en torno al 70% (Figura 5.11), donde se generan dos grupos diferentes: uno compuesto por las tres desembocaduras de los ríos principales y 8 lagunas costeras y otro agrupamiento menor de dos lagunas costeras de la provincia del Choapa.

### Curvas de rango-abundancia

Para analizar la relación de la dominancia numérica de las especies de aves entre algunos humedales costeros de la Región, se realizó un análisis mediante curvas de rango-abundancia (Figura 5.12), utilizando el registro máximo de aves durante toda la temporada de estudio. Así, comparamos los tres estuarios de los ríos principales (Elqui, Limarí y Choapa) y tres lagunas costeras cercanas a cada estuario: Laguna Saladita, La Cebada y Chigualoco. En una primera instancia, destaca que a diferencia de los estuarios Río Limarí y Río Choapa, cuya especie más abundante resultó ser el pato jergón grande (*Anas georgica*), en el estuario del Río Elqui, las aves más abundantes fueron dos gaviotas: dominicana (*L. dominicanus*) y Franklin (*L. pipixcan*), las que en conjunto podrían representar cerca del 60% del ensamble de estos humedales. En el caso de la primera especie, se conoce de su expansión en cuanto a su distribución y abundancia en el hemisferio sur (Crawford et al. 1982). En la bahía de Coquimbo se han contabilizado cerca de 8.000 individuos (Matus et al. 2010). Su gran capacidad de adaptación frente a fuentes alternativas de alimentos cercanas como: basurales, desagües y productos provenientes de la actividad pesquera (Humphrey et al. 1970, Silva et al. 2000) han favorecido a su población, inclusive algunos individuos han cambiado sus conductas de nidificación aprovechando las estructuras humanas en la ciudad de Coquimbo (Chávez-Villavicencio 2014).

El estuario del Río Elqui, es el único de las tres desembocaduras de los ríos principales de la Región de Coquimbo, que se encuentra altamente urbanizado. Esto puede estar provocando una homogeneización de la avifauna, donde la dominancia de la gaviota dominicana puede estar desplazando al resto de las especies nativas. Aún más, es frecuente observar a esta especie utilizando las plantas superiores de las edificaciones de La Serena. Distintamente, la gaviota de Franklin (*L. pipixcan*), que se distribuye en todo Chile desde la primavera hasta finales del verano durante su migración anual, ha registrado abundancias poblacionales que cambian constantemente, pero sus números son siempre altos en la conurbación La Serena-Coquimbo, con dominancias similares e incluso superiores a su congénere.

El estuario Río Elqui (Figura 5.12 B), a diferencia de los demás humedales, es el único donde existe una gran diferencia entre las especies que dominan numéricamente el ensamble y las demás aves. Estos resultados son importantes, ya que proporcionan información del estado de salud del sitio. A nuestro entender, en el estuario Río Elqui habría un notado desequilibrio, característico de humedales urbanos y ambientes más severos, donde la competencia entre especies basadas en recursos que se encuentran limitados es muy marcada. Por el contrario, las curvas con menores pendientes tales como las que presentan los estuarios Río Limarí (Figura 5.12 C), Río Choapa (Figura 5.12 E) y las lagunas costeras de Laguna Saladita, La Cebada y



**Figura 5.12:** Curvas de rango-abundancia de la ornitofauna registrada para algunos humedales de la Región de Coquimbo durante los años 2015 y 2016. A: Laguna Saladita, B: Estuario Río Elqui, C: Estuario Río Limarí, D: La Cebada, E: Estuario Río Choapa y F: Chigualoco.

Chigualoco, representarían un ambiente con mayor disponibilidad de recursos y, por ende menor competencia, lo que podría favorecer una explotación con menor sobreposición de nicho entre las distintas especies de aves (Rosenzweig 1975). En los estuarios, con excepción del Río Elqui, las especies dominantes son principalmente patos (*A. georgica*) y taguas (*Fulica armillata*). En el caso de algunos humedales costeros como Laguna Saladita, la gran abundancia de gaviota dominicana podría deberse a la influenciada del Estuario río Elqui, que se encuentra en la misma Bahía, así como a la gran cantidad de basura y restos de mariscos que los pescadores artesanales dejan en dicho humedal todos los años (ver Capítulo 8).

El resto de los humedales costeros de la región se caracterizó por presentar dominancias de diferentes grupos de aves como: Charadriiformes, Passeriformes y Gruiformes, entre otros. Tales diferencias, se relacionan con la localización y el tamaño del humedal. Por ejemplo, en el caso de La Cebada (Figura 5.12 D), este además de tener menor superficie que los demás (ver Capítulo 1), se encuentra inmerso en una pequeña quebrada con abundante vegetación característica de la zona costera de la región de Coquimbo, la que es dominada por aves típicas del matorral, como: diucas, chincoles, tencas, loicas, picaflores, perdices, jilgueros, plateros y yales.

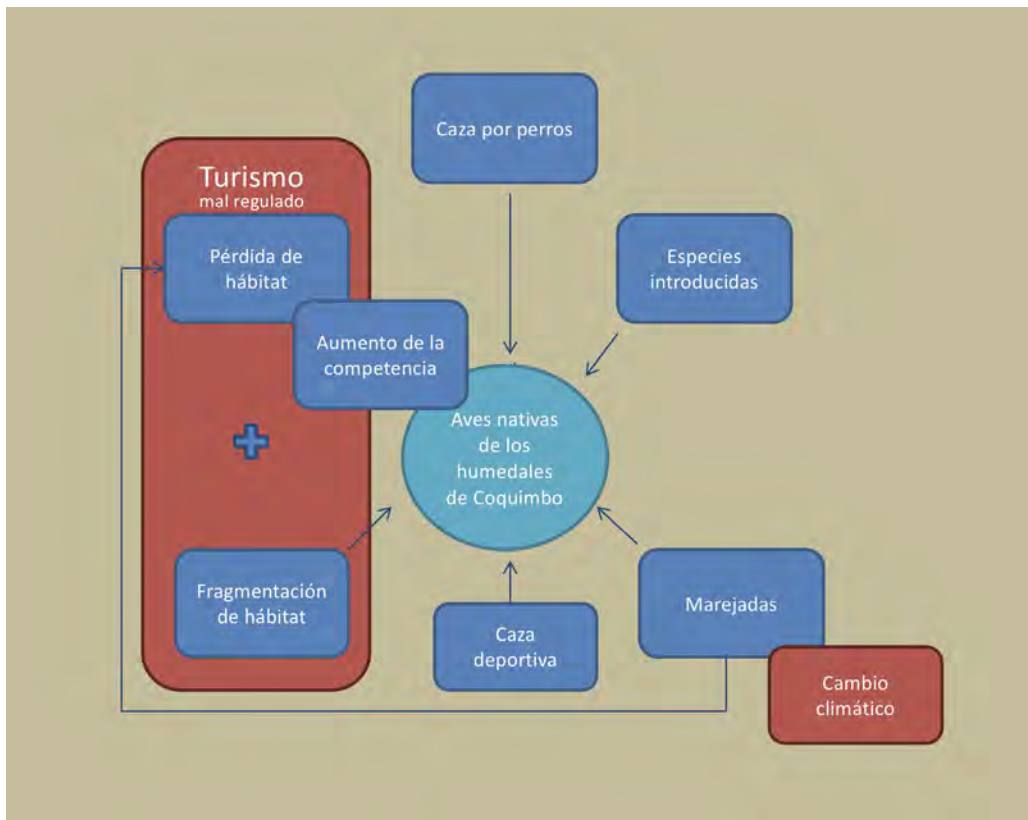
### **PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN**

A nivel mundial y en la Región los problemas de conservación de las aves (Figura 5.13) incluyen: la pérdida y fragmentación de hábitat, sobreexplotación, especies introducidas, el cambio climático (Brook et al. 2008, Butchart et al. 2010, Hoffmann et al. 2010) y otras más recientes como el turismo (Newsome et al. 2012, Tablado & D'Amico 2017) en sus diferentes modalidades (turismo en masa y/o ecoturismo), desarrollo de actividades recreativas, uso y tránsito de vehículos motorizados, entre otros (ver Figura 5.13).

Uno de los factores importantes que influyen en la alta vulnerabilidad de la avifauna de los humedales costeros de la Región, es la cercanía de estos ecosistemas a centros poblados o de fácil acceso por vehículos. En efecto, su emplazamiento en playas de alta concurrencia, hace que en verano se vean especialmente afectados por la gran afluencia de personas (Figura 5.13). Por otra parte, el turismo mal regulado en los humedales de la Región, ha traído consigo diversas consecuencias como: la pérdida de la matriz de vegetación típica de humedales, lo que a su vez afecta la competencia por territorios entre las aves que allí habitan. De la misma forma, el turismo con vehículos todo terreno fragmenta el hábitat, afecta el comportamiento de las aves, destruye sus nidos y en algunos casos ocasiona su muerte por atropellamiento.

Entre las causas naturales que afectan a la conservación de las aves, hemos observado que las marejadas (ver Capítulo 7), no sólo han afectado a los humedales cambiando la salinidad del agua, sino que además han barrido con la zona de vegetación baja que se encuentra entre la zona de alta marea y la zona de vegetación del humedal, donde algunas especies como el perrito, el pilpilén y el chorlo nevado, que nidifican en esta zona en ocasiones han perdido sus nidadas.





**Figura 5.13:** Esquema que muestra una red simple de problemas para la conservación de las aves nativas de los humedales de la Región de Coquimbo, Chile.

De la avifauna registrada en los humedales de la Región de Coquimbo, al menos el 6% (10 especies) presenta problemas de conservación. Dentro de la categoría de Vulnerable, destacan el cisne de cuello negro (*Cygnus melanocoryphus*, Molina 1782), cuya abundancia máxima fue de cinco individuos, registrados en el estuario del río Choapa. Esta especie, a pesar de ser común desde Valparaíso a Magallanes (Couve et al. 2016), es un visitante ocasional más al norte, donde presenta presión de caza y cuyas estimaciones de su población a nivel nacional se encuentran alrededor de los 20.000 individuos (Tala 2019a).

La becacina (*Gallinago paraguaiiae*, Vieillot 1816) se puede encontrar desde Huasco a Tierra del Fuego (Couve et al. 2016), pero a pesar que su población fluctuaría entre 25.000 y 1.000.000 individuos (Birdlife 2012), en nuestro país presenta una fuerte presión por la conversión de los humedales en sistemas agrícolas, recreacionales e inmobiliarios (Tala 2015). Este problema lo tienen además la bandurria (*Theristicus melanopis*, Gmelin 1789) que se registra principalmente desde Antofagasta hasta Tierra del Fuego, el halcón peregrino (*Falco peregrinus*, Tunstall 1771) y el cormorán guanay (*Phalacrocorax bougainvillii*, Lesson 1837), este último además tiene alta amenazas debido a la explotación de guano y sobrepesca de sus fuentes de alimento, principalmente en Perú (Orta 1992).

En peligro, se registraron 4 especies de cuatro órdenes diferentes: el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*, Molina 1982) que se distribuye en nuestro país desde Atacama al sur, cuyas principales amenazas son la pérdida de hábitat (Tala 2019b), la caza ilegal y el ataque de perros callejeros. El playero ártico (*Calidris canutus*), migratorio inter-hemisférico cuyas poblaciones aparentemente se encuentran en declinación (Niles et al. 2008). El cuervo de pantano (*Plegadis chihi*, Vieillot 1817) y la torcaza (*Columba araucana*, Lesson 1827) que se encuentra potencialmente amenazada por la explotación forestal del centro sur del país (Dinerstein et al. 1995, Stattersfield et al. 1998).

## CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio indican que la riqueza de aves de los humedales de la Región de Coquimbo es alta y que corresponde a un 35% de la ornitofauna nacional. La composición de la avifauna es similar entre los distintos humedales, siendo la riqueza de los estuarios de los ríos Elqui y Choapa levemente superior. Esto sugiere que a pesar de las presiones por el avance de la frontera urbana, los humedales costeros de Coquimbo, son capaces aún de ofrecer las condiciones adecuadas para albergar un sinnúmero de especies de aves nativas.

Los humedales urbanos como el estuario del río Elqui, El Culebrón y Pichidanguí, con excepción del Estero Tongoy, se caracterizaron por una alta abundancia de la gaviota dominicana, lo que es una clara señal de una alta oferta de alimentos, que puede estar relacionada con micro y mesobasurales en la ciudad y sus alrededores.

Por último, las comparaciones comunitarias de la avifauna revelaron que las tendencias de agrupamientos de los humedales varían de acuerdo al tipo de parámetros empleados. La utilización de datos de presencia/ausencia reveló un mejor agrupamiento de los humedales en relación a su ensamble de aves y una mayor similaridad que utilizando los datos de riqueza y abundancia. Estos análisis revelan que el sistema de humedales costeros de la Región de Coquimbo son importantes para la ornitofauna en su conjunto, principalmente en que respecta a la provisión de recursos para las aves nativas y migratorias.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la valiosa colaboración del Dr. Jaime Rau de la Universidad de Los Lagos y al Prof. Manuel Contreras de la Universidad de Playa Ancha por sus aportes a este capítulo.

## REFERENCIAS

Abolafya M, Onmus O, Şekercioğlu ÇH & Bilgin R (2013). Using citizen science data to model the distributions of common songbirds of Turkey under different global climatic change scenarios. PLOS ONE 8:e68037.

Bennett J & Whitten S (2003). Duck hunting and wetland conservation: Compromise or synergy? Canadian Journal of Agricultural Economics 51:161–173.

- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2012). Gallinago paraguaiae. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Revisada el 05 de abril de 2015.
- Blanco D (2000). Los humedales como hábitat de aves acuáticas. Boletín UNESCO, Uruguay: 208-217.
- Brook BW, Sodhi NS, Bradshaw CJA (2008). Synergies among extinction drivers under global change. TREE 23: 453–460.
- Butchart SHM, Collar NJ, Stattersfield AJ, Bennun LA (2010). Conservation of the world's birds: the view from 2010. In: del Hoyo J, Elliott A, Christie D (eds) Handbook of the world's birds. Lynx Edicions, vol 15, pp 13–68. Barcelona, España.
- Céspedes MPF (2006). Conectividad de humedales costeros y estructura de comunidades de aves acuáticas en la IX Región, Chile. Tesis. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Chávez-Villavicencio C (2014). Aproximación a la selección de sitios de nidificación de la gaviota dominicana (*Larus dominicanus* Lichtenstein 1823) en un área urbana de la Región de Coquimbo (Chile) y un nuevo sustrato de nidificación. The Biologist (Lima) 12:33-44.
- Couve E, Vidal CF & Ruiz J (2016). Aves de Chile-Sus Islas Oceánicas y Península Antártica. FS Editorial / Far South Expeditions Ltda. Punta Arenas, Chile.
- Cowardin LL, Carter V, Golet FC & Laroe ET (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service. Washington, USA.
- Crawford RJM, Cooper J & Shelton PA (1982). Distribution, population size, breeding and conservation of the kelp gul in Southern Africa. Ostrich 53: 164-177.
- Davis T, Blasco D & Carbonell M (1996). Manual de la Convención de Ramsar. Una guía para la conservación sobre los humedales de importancia internacional. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza.
- Dean WRJ (2004). Nomadic Desert Birds. Springer-Verlag. Berlin, Germany.
- Dean W, Barnard P & Anderson M (2009). When to stay, when to go: trade-offs for southern African arid-zone birds in times of drought. South African Journal of Sciences 105: 24–28.
- DeVault TL, Beasley JC, Olson ZH, Moleón M, Carrete M, Margalida A & Antonio Sánchez-Zapata JA (2016). Ecosystem Services Provided by Avian Scavengers. In Şekercioğlu ÇH, Wenny DG & Whelan CJ (eds). Why Birds Matter: Avian Ecological Function and Ecosystem Services. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Dinerstein E, Olson DM, Graham DJ, Webster AL, Primm SA, Bookbinder MP & Ledec G (1995). A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. World Bank. Washington, DC. USA.
- Dunlap T (2011). In the Field, among the Feathered: A History of Birders and Their Guides. Oxford University Press, New York.
- Figuroa R, Palma A, Ruiz VH & Niell X (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. Revista Chilena de Historia Natural 80: 225- 242.

Froneman A, Mangnall MJ, Little RM & Crowe TM (2001). Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm pond in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 10: 251-270.

García-Walther J, Senner N, Norambuena HV & Schmitt F (2017). Atlas de las aves playeras de Chile: Sitios importantes para su conservación. Universidad Santo Tomás. Santiago, Chile. 274 pp.

Green AJ & Elmberg J (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews* 89:105–122.

Hoffmann M, Hilton-Taylor C & Angulo A (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503–1509.

Humphrey PS, Bridge D, Reynolds PD, & Peterson RT (1970). Birds of Isla Grande (Tierra del Fuego). Preliminary Smithsonian Manual, Smithsonian Institution, Washington, D.C. and University of Kansas Museum of Natural History. Lawrence, Kansas, USA.

Jonzen N, Knudsen E, Holt R & Saether B (2011). Uncertainty and predictability: the niches of migrants and nomads. In *Animal migration-A synthesis* (Milner-Gulland E, Fryxell J & Sinclair A (eds), pp. 91–109. Oxford University Press, New York.

Larson G (2015). Rulers of the roost: How an unassuming bird changed the world as we know it. *Science* 347:1077.

LaRouche GP (2001). Birding in the United States: A demographic and economic analysis. Report 2001-1, US Fish and Wildlife Service. Washington, USA.

Matus R, Díaz F & Schmitt F (2010). Censos Neotropicales de Aves Acuáticas en Chile -resultados 2009, Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile, Santiago.

Milesi F, Marone L, Lopez de Casenave J, Cueto V & Mezquida E (2002). Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12: 149-161.

Millennium Ecosystem Assessment (2003). Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment. Island Press, USA.

Morante-Filho JC & Deborah Faria D (2017). An Appraisal of Bird-Mediated Ecological Functions in a Changing World. *Tropical Conservation Science* 10: 1-12.

Morton SR, Stafford Smith DM, C.R.Dickman CR, Dunkerley DL, Friedel MH, McAllister RRJ, Reid JRW, Roshier DA, Smith MA, Walsh FJ, Wardle GM, Watson IW & Westoby M (2011). A fresh framework for the ecology of arid Australia. *Journal of Arid Environment* 75: 313-329.

Moss ML & Bowers PM (2007). Migratory bird harvest in northwestern Alaska: A zooarchaeological analysis of Ipiutak and Thule occupations from the Deering archaeological district. *Arctic Anthropology* 44:37–50.

Myers JP, Castro G, Harrington B, Howe M, Maron JL, Ortiz E, Salaberry M, Schick CT & Tabilo E (1984). The Pan American Shorebird Program: A Progress Report. *Wader Study Group Bulletin* 42:26-31.

- Myers JP, Morrison RIG, Antas PZ, Harrington B, Lovejoy T, Salaberry M, Senner S & Tarak A (1987). Conservation strategy for migratory species. *American Scientist* 75: 19-26.
- Myers JP, Salaberry M, Ortiz E, Castro G, Gordon LM, Maron JL, Schick CT, Tabilo E, Antas P & Below T (1990). Migration routes of the New World Sanderling (*Calidris alba*). *The Auk* 107:72-180.
- Newsome D, Moore SA, Dowling R (2012) Natural area tourism: ecology, impacts and management. Channel View Publications, Bristol.
- Niles LJ, Sitters HP, Dey AD, Atkinson PW, Baker AJ, Bennett KA, Carmona R, Clark KE, Clark NA, Espoz C, González PM, Harrington BA, Hernández DE, Kalasz KS, Lathrop RG, Matus RN, Minton CDT, Guy Morrison RI, Peck MK, Pitis W, Robinson, RA & Serrano IL (2008). Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology* 36: 1-185.
- Orta J (1992). Family Phalacrocoracidae (Cormorants). In: del Hoyo J, A Elliot & J Sargatal (eds) *Handbook of the Birds of the World, Vol. 1*: 326- 353. Lynx Ediciones, Barcelona, Spain.
- Page GW, Palacios E, Alfaro L, González S, Stenzel LE & Jungers M (1997) Numbers of wintering shorebirds in coastal wetlands of Baja California, Mexico. *Journal of Field Ornithology* 68:562-574.
- Peres CA & Palacios E (2007). Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal mediated seed dispersal. *Biotropica* 39:304–315.
- Pulido V & Tabilo E (2000). Costa del Perú y Norte de Chile. En: Canevari P, Davison D, Blanco D, Castro G & Bucher E (eds.), *Los humedales de América del Sur: Una agenda para la conservación de la biodiversidad y las políticas de desarrollo*. Capítulo 16.
- Roshier DA, Asmus MW & Klaassen M (2008). What drives long-distance movements in the nomadic Grey Teal *Anas gracilis* in Australia? *Ibis* 150: 474–484.
- Rosenzweig ML (1975). On continental steady states of species diversity. En: Cody, M.L. & Diamond, J.M. *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. Pp 121-141.
- Salaberry M, Tabilo E, Kleese C & Abarca J (1996). The Chilean shorebirds network (RECAP). *International Wader Studies* 8: 71-78.
- Schlatter R & Sielfeld W (2006). Avifauna y mamíferos acuáticos de humedales en Chile. En: Vila I, Veloso A, Schlatter R & Ramírez C. *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Pp 141-187.
- Şekercioğlu ÇH (2002). Impacts of birdwatching on human and avian communities. *Environmental Conservation* 29:282–289.
- Şekercioğlu ÇH (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464–471.
- Silva MP, Bastida R & Darrieu C (2000). Dieta de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) en zonas costeras de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 11 :331-339.

Stattersfield AJ, Crosby MJ, Long AJ & Wege DC (1998) Endemic birds areas of the world: priorities for bird conservation. Birdlife International, Cambridge, UK.

Tabilo E & Noton C (1987). Guía de Manejo: Litoral de Coquimbo, Reserva Interhemisférica para las Aves Migratorias. Documento Técnico. Conaf IV Región. Coquimbo, Chile.

Tabilo E, Jorge R, Riquelme R, Mondaca A, Labra C, Campusano J, Tabilo M, Varela M, Tapia A & Sallaberry M (1996). Management and conservation of the habitats used by migratory shorebirds at Coquimbo, Chile. International Water Studies 8: 79-84.

Tablado Z & D'Amico M (2017). Impacts of terrestrial animal tourism. En: Blumstein DT, Geffroy B, Samia DSM & Bessa E (eds). Ecotourism's Promise and Peril. Springer International Publishing. 97-115 pp.

Tala C (2015). Ficha técnica *Gallinago paraguaiiae* (Vieillot, 1816). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.

Tala C (2019a). Ficha técnica *Cygnus melanocoryphus* (Molina, 1782). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. <http://especies.mma.gob.cl>. Accesado el 19 de febrero de 2018.

Tala C (2019b). Ficha técnica *Coscoroba coscoroba* (Molina, 1782). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. <http://especies.mma.gob.cl>. Accesado el 23 de octubre de 2018.

Vargas R, Pastén V, Cortez J & Núñez P (2016) Biodiversidad de aves en humedales costeros y rurales de la Región de Coquimbo. Informe final de proyecto. Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA), Programa de Investigación Ecológica en Zonas Áridas (PIEZA) & Universidad de La Serena (ULS). 38 pp.

Warnock N (2010). Stopping vs. stating: the difference between a hop a jump. Journal of Avian Biology 41: 621-626.

Weller M (1999). Wetland Birds, Habitat Resources and Conservation Implications. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Wenny DG, DeVault T, Kelly D, Johnson MD, Şekercioğlu ÇH, Tombak D & Whelan CJ (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. Auk 128:1-14.

White EM, Bowker JM, Askew AE, Langner LL, Arnold JR & English DBK (2014). Federal outdoor recreation trends: Effects on Economic Opportunities. National Center for Natural Resources Economic Research (NCNRER). NCNRER Working Paper Number 1, USA.

Zuleta C & Piñones C (2015) Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile. 175 pp.

**Anexo 5.1:** Riqueza y ocurrencia de la avifauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. Códigos de humedales estudiados como en la Tabla 1.6.

ORDEN/Especies	LB	LS	ERE	EC	LA	ET	SC	SG	PA	ERL	LCE	TE	ERC	CHI	LCO	QUI	PI
<b>ACCIPITRIFORMES</b>																	
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>																	+
<i>Pandion haliaetus</i>							+		+								
<b>ANSERIFORMES</b>																	
<i>Anas bahamensis</i>		+						+		+				+		+	
<i>Anas cyanoptera</i>		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Anas flavirostris</i>			+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Anas georgica</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Anas platalea</i>								+	+		+			+		+	+
<i>Anas sibilatrix</i>		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Anas versicola</i>											+						
<i>Coscoroba coscoroba</i>				+		+		+	+	+			+	+	+	+	+
<i>Cygnus melancoryphus</i>				+		+							+	+		+	+
<i>Heteronetta atricapilla</i>																	+
<i>Netta peposaca</i>		+	+														
<i>Oxyura vittata</i>		+	+	+	+			+	+	+			+	+			+
<b>APODIFORMES</b>																	
<i>Patagona gigas</i>		+								+	+		+	+		+	+
<i>Rhodopsis vesper</i>		+	+		+	+		+		+							
<i>Sephanoides sephaniodes</i>		+	+		+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+
<b>CICONIFORMES</b>																	
<i>Ardea alba</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ardea cocoi</i>			+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+
<i>Bubulcus ibis</i>		+	+	+	+	+	+				+	+	+	+			
<i>Butorides striata</i>				+													
<i>Cathartes aura</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Coragyps atratus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Egretta caerulea</i>				+	+												
<i>Egretta thula</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ixobrychus involucris</i>					+												+
<i>Nycticorax nycticorax</i>		+	+	+		+	+	+	+	+			+	+	+	+	
<i>Plegadis chihi</i>		+	+	+													
<i>Theristicus melanopis</i>		+			+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Vultur gryphus</i>																	+

**Continuación Anexo 5.1:** Riqueza y ocurrencia de la avifauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

ORDEN/Especies	LB	LS	ERE	EC	LA	ET	SC	SG	PA	ERL	LCE	TE	ERC	CHI	LCO	QUI	PI
<b>COLUMBIFORMES</b>																	
<i>Columba araucana</i>			+	+		+											
<i>Columba livia</i>				+									+				
<i>Columbina picui</i>			+	+	+	+							+	+	+	+	+
<i>Metriopelia melanoptera</i>										+			+				
<i>Patagioenas araucana</i>															+		
<i>Zenaida auriculata</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Zenaida meloda</i>		+	+	+	+								+				+
<b>CHARADRIIFORMES</b>																	
<i>Actitis macularia</i>			+														
<i>Aphriza virgata</i>													+		+		
<i>Arenaria interpres</i>	+		+			+		+	+				+		+		
<i>Calidris alba</i>	+		+	+	+		+	+	+	+			+	+	+	+	+
<i>Calidris bairdii</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Calidris canutus</i>	+					+											
<i>Calidris himantopus</i>			+	+	+												
<i>Calidris mauri</i>	+			+													
<i>Calidris melanotos</i>	+												+				
<i>Calidris minutilla</i>	+		+														
<i>Calidris pusilla</i>	+		+	+	+	+	+		+		+		+				
<i>Catoptrophorus semipalmatus</i>			+	+	+	+		+									
<i>Charadrius alexandrinus</i>	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Charadrius alticola</i>	+																
<i>Charadrius collaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Charadrius falklandicus</i>	+			+		+							+				+
<i>Charadrius modestus</i>	+	+	+	+			+	+				+	+		+	+	+
<i>Charadrius semipalmatus</i>	+		+	+	+	+	+	+					+				
<i>Chroicocephalus serranus</i>			+														
<i>Gallinago paraguaiæ</i>	+	+	+	+						+	+		+		+		
<i>Haematopus ater</i>		+	+		+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Haematopus palliatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Himantopus mexicanus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Larosterna inca</i>			+	+													
<i>Larus belcheri</i>		+		+													
<i>Larus dominicanus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Larus maculipennis</i>		+	+	+						+		+	+		+	+	+



**Continuación Anexo 5.1:** Riqueza y ocurrencia de la avifauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

ORDEN/Especies	LB	LS	ERE	EC	LA	ET	SC	SG	PA	ERL	LCE	TE	ERC	CHI	LCO	QUI	PI
<i>Larus modestus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+
<i>Larus pipixcan</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Larus serranus</i>				+		+				+	+	+	+	+	+		
<i>Limosa fedoa</i>			+														
<i>Limosa haemastica</i>	+		+		+	+							+		+	+	
<i>Neumenius phaeopus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oreopholus ruficollis</i>									+				+				
<i>Pluvialis dominica</i>	+		+					+	+							+	
<i>Pluvialis squatarola</i>	+	+	+		+	+			+				+				
<i>Recurvirostra andina</i>	+																
<i>Rynchops niger</i>	+	+	+	+	+	+			+	+			+		+	+	
<i>Sterna elegans</i>			+	+	+	+		+	+						+	+	
<i>Sterna hirundinacea</i>	+		+	+	+	+	+					+					
<i>Sterna paradisica</i>											+						
<i>Sterna sandvicensis</i>						+										+	+
<i>Sterna trudeaui</i>					+	+			+								
<i>Thinocorus rumicivorus</i>												+	+				
<i>Tringa flavipes</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+		+	+	
<i>Tringa melanoleuca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+
<i>Vanellus chilensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>FALCONIFORMES</b>																	
<i>Buteo polyosoma</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
<i>Caracara plancus</i>									+								
<i>Circus cinereus</i>		+	+		+	+	+	+	+				+		+	+	
<i>Elanus leucurus</i>		+							+				+		+		
<i>Falco femoralis</i>						+			+	+		+	+		+	+	
<i>Falco peregrinus</i>						+				+		+					
<i>Falco sparverius</i>		+	+		+	+	+	+	+		+		+		+		+
<i>Milvago chimango</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Parabuteo unicinctus</i>		+	+			+	+		+	+			+	+	+		+
<b>GALLIFORMES</b>																	
<i>Callipepla californica</i>		+	+					+		+			+			+	
<b>GRUIFORMES</b>																	
<i>Fulica ardesiaca</i>			+														
<i>Fulica armillata</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fulica leucoptera</i>		+	+	+	+		+	+	+	+		+	+		+	+	+
<i>Fulica rufifrons</i>		+	+	+	+		+	+	+	+		+	+	+	+	+	
<i>Gallinula chloropus</i>	+	+	+							+		+					

**Continuación Anexo 5.1:** Riqueza y ocurrencia de la avifauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

ORDEN/Especies	LB	LS	ERE	EC	LA	ET	SC	SG	PA	ERL	LCE	TE	ERC	CHI	LCO	QUI	PI
<i>Gallinula melanops</i>			+	+	+		+	+		+		+	+	+	+	+	
<i>Laterallus jamaicensis</i>			+						+	+			+				
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>		+	+	+				+		+			+	+	+		
<b>STRIGIFORMES</b>																	
<i>Athene cunicularia</i>	+				+	+	+	+	+	+							
<i>Tyto alba</i>		+															
<b>SULIFORMES</b>																	
<i>Sula variegata</i>					+	+		+	+	+			+	+	+		
<b>PASSERIFORMES</b>																	
<i>Agelastius thilius</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Agrionis livida</i>						+				+	+		+	+	+		+
<i>Agrionis montana</i>											+						
<i>Anairetes parulus</i>			+		+			+		+			+	+	+	+	+
<i>Anthus correndera</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
<i>Asthenes humicola</i>		+						+	+	+	+	+	+		+		
<i>Carduelis barbata</i>			+		+	+								+	+	+	+
<i>Cinclodes fuscus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cinclodes nigrofumosus</i>	+	+								+	+	+	+	+	+		
<i>Cinclodes oustaleti</i>	+	+		+	+			+	+	+		+		+	+	+	
<i>Cinclodes patagonicus</i>		+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+		+	
<i>Cistothorus platensis</i>			+	+													
<i>Colorhamphus parvirostris</i>													+		+		
<i>Curaeus curaeus</i>		+	+		+				+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Diuca diuca</i>		+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Elaenia albiceps</i>			+								+		+		+	+	
<i>Geositta cunicularia</i>	+	+			+		+	+	+	+	+	+	+			+	
<i>Hymenops perspicillatus</i>		+	+	+	+				+				+				
<i>Hirundo rustica</i>		+							+				+				
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lessonia rufa</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mimus thenca</i>		+	+		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Molothrus bonariensis</i>			+		+					+			+			+	
<i>Muscisaxicola flavinucha</i>														+			
<i>Muscisaxicola macloviana</i>	+	+			+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Passer domesticus</i>			+	+	+	+	+						+	+	+		
<i>Phleocryptes melanops</i>		+	+	+	+					+		+	+	+	+	+	
<i>Phrygilus alaudinus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
<i>Phrygilus fruticeti</i>		+			+	+		+	+	+		+	+		+	+	

**Continuación Anexo 5.1:** Riqueza y ocurrencia de la avifauna registrada en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes...

ORDEN/Especies	LB	LS	ERE	EC	LA	ET	SC	SG	PA	ERL	LCE	TE	ERC	CHI	LCO	QUI	PI
<i>Phrygilus gayi</i>		+				+				+		+	+	+	+	+	+
<i>Phytotoma rara</i>					+	+				+							+
<i>Pterotochos megapodius</i>		+								+	+		+			+	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	+	+	+		+	+	+	+	+		+	+	+		+	+	+
<i>Scelorchilus albicollis</i>		+								+							
<i>Scytalopus fuscus</i>								+	+	+			+		+	+	
<i>Sicalis luteola</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sturnella loyca</i>		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Tachuris rubrigastra</i>		+	+	+								+	+	+	+		
<i>Tachycineta meyeri</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Troglodytes aedon</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Turdus falckandii</i>		+	+		+	+				+			+	+	+	+	+
<i>Upucerthia dumetaria</i>		+					+	+	+	+	+		+		+		
<i>Upucerthia saturator</i>		+						+		+	+		+		+		
<i>Xolmis pyrope</i>		+	+		+	+		+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Zonotrichia capensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>PELECANIFORMES</b>																	
<i>Pelecanus occidentalis</i>					+												
<i>Pelecanus thagus</i>	+	+	+	+		+	+	+	+			+		+	+	+	
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i>		+	+		+			+									
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>PICIFORMES</b>																	
<i>Picoides lignarius</i>					+				+								+
<b>PODICIPEDIFORMES</b>																	
<i>Podiceps major</i>		+	+	+	+		+	+	+	+		+	+		+	+	+
<i>Podiceps occipitalis</i>	+			+		+	+	+	+						+		
<i>Podiceps rolland</i>		+	+	+	+		+	+	+	+		+	+		+	+	
<i>Podilymbus podiceps</i>		+	+			+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<b>PHOENICOPTERIFORMES</b>																	
<i>Phoenicoparrus andinus</i>									+								
<i>Phoenicopterus chilensis</i>					+		+	+	+	+							
<b>TINAMIFORMES</b>																	
<i>Nothoprocta perdicaria</i>		+					+	+	+	+			+		+		

## VI. CHARCAS TEMPORALES del Secano Costero de Huentelauquén

Carlos Zuleta, Alex Cea, Víctor Bravo, Rubén Castillo,  
Marcela Robles, Jaime Pizarro-Araya, Fermín M. Alfaro,  
César Piñones & Patricio de Los Ríos-Escalante.



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**

Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación

Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M. (eds): 139-182(2018)

Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente



## CAPÍTULO 6: CHARCAS TEMPORALES del secano costero de Huentelauquén

**Carlos Zuleta<sup>1</sup>, Alex Cea<sup>1</sup>, Víctor Bravo<sup>1,2</sup>, Rubén Castillo<sup>3</sup>, Marcela Robles<sup>4</sup>, Jaime Pizarro-Araya<sup>1,5</sup>, Fermín M. Alfaro<sup>1,5</sup>, César Piñones<sup>2</sup> & Patricio de Los Ríos-Escalante<sup>6,7</sup>**

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 2. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile. 3. Departamento de Arquitectura, Universidad de La Serena. 4. Departamento de Ciencias Sociales & Departamento Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de La Serena. 5. Instituto de Investigación Multidisciplinar en Ciencia y Tecnología, Universidad de La Serena. 6. Departamento de Ciencias Biológicas y Químicas, Universidad Católica de Temuco. 7. Núcleo de Estudios Ambientales, Universidad Católica de Temuco.

**RESUMEN:** Las charcas temporales son pequeños cuerpos de agua característicos del paisaje en la zona rural de Chile central. Sin embargo, su biodiversidad y funciones ecológicas, además del almacenamiento de agua son desapercibidos. Las charcas albergan una biodiversidad importante, donde la flora y las aves son los más diversos, con 107 y 40 especies, respectivamente. Destacan algunos elementos endémicos propios de estos sistemas, como los crustáceos Conchostracos y algunas plantas como *Juncus bufonius*, *J. capitatus* y *Limosella australis*. Estos humedales se forman en depresiones naturales del terreno durante las lluvias invernales de la zona y son utilizados para riego y como abrevaderos para el ganado. A pesar de su importancia para las comunidades rurales, no existe un inventario, monitoreo o evaluación actualizados de sus servicios ecosistémicos.

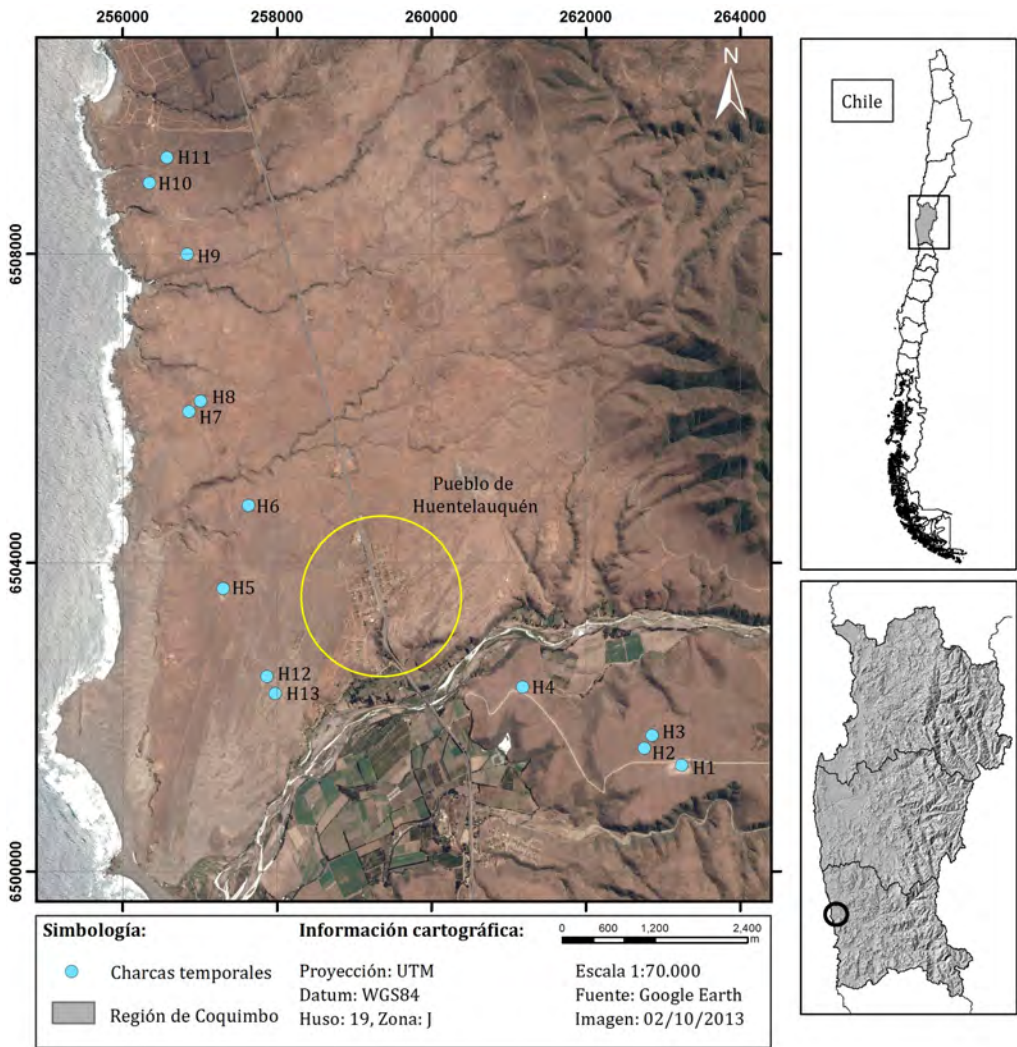
En este capítulo se documenta la diversidad de la flora vascular, artropodofauna y la ornitofauna de las charcas temporales de Huentelauquén, así como la distribución, número y tamaño de las charcas. Teniendo en cuenta las vulnerabilidades de las comunidades rurales del secano costero de la Región de Coquimbo a los cambios ambientales y climáticos globales, las charcas pueden utilizarse para fortalecer el capital natural y social de las comunidades, además de conservar la biodiversidad de este particular ecosistema.

## INTRODUCCIÓN

Las lagunas vernaes, pozas o charcas temporales son ambientes acuáticos con una fase seca recurrente que coincide con el verano (Deil 2005). Las charcas estacionales son pequeños humedales, frecuentemente aislados, sin un hidropérido o superficie de inundación permanente durante el año (Williams 2006). También conocidas como lagunas efímeras o pozas vernaes, porque el pérido principal de crecimiento de la vegetación ocurre en la primavera (Deil 2005). Estas son frecuentes en las zonas mediterráneas, donde la precipitación se concentra durante el invierno (Thorne 1984, Zedler 1987). Por su peculiar ciclo de inundación constituyen hábitats importantes para un gran número de especies de flora y fauna acuática. En el área mediterránea la inundación suele producirse en otoño-invierno aunque, en años muy secos, puede retrasarse hasta la primavera o incluso no formarse, permaneciendo secas durante todo el año. Por tanto, el pérido que permanece inundada una laguna temporal (denominado hidropérido) varía entre años, puesto que depende de la cantidad de lluvias, de la estación en que se producen y de su continuidad a lo largo del año. Las charcas mediterráneas al igual que las de Huentelauquén (Figura 6.1), son aguas someras, oligotróficas-eutrólicas y de mineralización moderada o baja (Sánchez-Carrillo 2009, Bird & Day 2014). Su alimentación es principalmente epígea, procedente de lluvias estacionales, y dependiendo de la impermeabilización y la topografía, su ciclo de inundación es muy variable.

El hidropérido es uno de los atributos más importantes de una charca, ya que condiciona la flora y/o fauna que puede habitar en ella. La flora y fauna de estos sistemas son diferentes a la que se encuentra en medios acuáticos permanentes (Collinson et al. 1995, Céréghino et al. 2008). Las especies que viven en las lagunas temporales están adaptadas a la impredecibilidad que caracteriza a estos hábitats y, sobre todo, son capaces de soportar periodos prolongados de desecación. Además, la presión por depredación es menor, sin llegar a ser nula, en las lagunas temporales que en las permanentes, ya que la fase seca limita la permanencia de los anfibios e impide que se establezcan poblaciones de peces (Brendonck et al. 2002, Grillas et al. 2010).

Las lagunas temporales de Estados Unidos y de las zonas mediterráneas de Europa, son un hábitat prioritario para la conservación de la biodiversidad (Oertli et al. 2005, European Commission 2007, Calhoun et al. 2017). No obstante, el interés por su conservación es muy reciente, lo que ha provocado que muchas charcas sufran transformaciones importantes que han llevado a su desaparición (Grillas et al. 2004, Williams et al. 2001, Williams 2006, Zacharias et al. 2007). En general, el número de lagunas temporales de origen natural que se conservan en Europa es reducido (Pinto-Cruz et al. 2009, Zacharias & Zamparas 2010), debido a que el origen de la mayoría de ellas está asociado a la actividad económica tradicional (abrevaderos de ganado, canteras, balsas de explotaciones mineras, Grillas et al. 2004), situación diferente a la que ocurre en las charcas temporales de la zona mediterránea de Chile, donde las principales amenazas para su conservación serían la agricultura y el cambio del uso del suelo (ver Capítulo 10, Rámirez & Alvarez 2012).



**Figura 6.1:** Localización de algunas charcas temporales que se forman en el secano costero de Huentelauquén (Región de Coquimbo), evaluadas en un año de precipitación normal. Códigos de charcas como en la Tabla 6.1.

### Charcas temporales de Huentelauquén

Las lagunas temporales son cuerpos de agua morfológicamente diversos y que se distribuyen ampliamente en el secano costero de Huentelauquén (Figura 6.2). Su tamaño es muy variable, oscilando entre unos pocos metros cuadrados a varias hectáreas (Tabla 6.1). Algunas lagunas pueden llegar a ser muy extensas en los momentos de inundación, cuando algunas charcas próximas coalescen en un solo cuerpo de agua por acción de la escorrentía superficial y/o el desbordamiento de las cubetas. Las charcas suelen ser poco profundas (profundidad máxima promedio

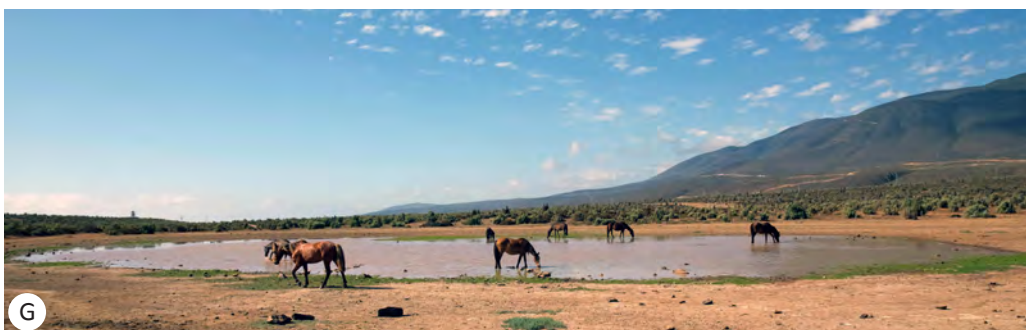
**Tabla 6.1:** Localización geográfica (Datum WGS84) y características físicas de las charcas temporales del secano costero de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Humedal	Código	Coordenadas (UTM, huso 19)	Altitud (msnm)	Superficie (m <sup>2</sup> )	Profundidad Máxima (cm)
Charca-1	H1	6501372-263238	146	41869	20
Charca-2	H2	6501598-262756	151	4166	17
Charca-3	H3	6501760-262855	163	3285	10
Charca-4	H4	6502392-261179	67	995	39
Charca-5	H5	6503668-257298	34	20842	32
Charca-6	H6	6504734-257627	38	4185	22
Charca-7	H7	6505952-256860	30	8419	31
Charca-8	H8	6506093-257009	39	5100	32
Charca-9	H9	6507993-256834	19	1701	14
Charca-10	H10	6508919-256343	28	1698	20
Charca-11	H11	6509247-256572	10	3444	15
Charca-12	H12	6502524-257865	44	1947	10
Charca-13	H13	6502306-257976	47	1365	20

= 73 cm en la primavera de 2017) y de escasa pendiente (Tabla 6.2). Su respuesta a las precipitaciones puntuales es rápida y las pérdidas de agua se producirían por percolación y evaporación. Estos factores junto con la profundidad, determinarían el hidroperíodo de las lagunas efímeras, desde charcas de unas decenas de centímetros hasta pequeñas lagunas con una profundidad superior a un metro, y en ocasiones, con un hidroperíodo mayor de un año (Andreu 2014).

El hidroperíodo de los humedales temporales de Huentelauquén es muy variable entre años. En general, las lagunas se inundan cuando el aporte de precipitación bordean los 40-60 mm, lo cual suele producirse en otoño-invierno. El período de la desecación depende de las características de las charcas y del aporte de precipitación del año en particular, pero en la mayoría de ellas, no suele ser posterior al verano (Figura 6.3). Existe la posibilidad de que la desecación de las pozas se produzca durante la primavera si la lluvia ha sido escasa durante el invierno. En otras ocasiones, si las charcas se inundan de nuevo durante el mismo año, nos encontramos ante un ciclo de inundación recurrente como lo ocurrido durante el 2017. Caracterizar las lagunas temporales en base a su hidroperíodo es complejo debido a la variabilidad interanual en las precipitaciones y a otros factores como la microtopografía, la estructura y composición del suelo (Gómez-Rodríguez et al. 2009). Así, una misma laguna puede permanecer inundada durante pocos meses en un año seco y su fase húmeda sea más prolongada en un año lluvioso. Sin embargo, es posible clasificarlas en función del hidroperíodo relativo de las lagunas (Gómez-Rodríguez et al. 2009, 2010), de forma que las charcas de mayor y menor duración son siempre las mismas, tanto en años secos como lluviosos.





**Figura 6.2:** Ejemplos de lagunas temporales del secano costero de Huentelauquén. A. Charca en planicie de altura, B. Charca en quebradas costeras, C. Charca en dunas litorales, D. Charca en planicie intermedia, E. Charca profundizada por el hombre, F. Charca en dunas interiores y G. Charca en planicie costera.

**Tabla 6.2:** Pendientes, superficie y localización de algunas charcas temporales en diferentes zonas del secano costero de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

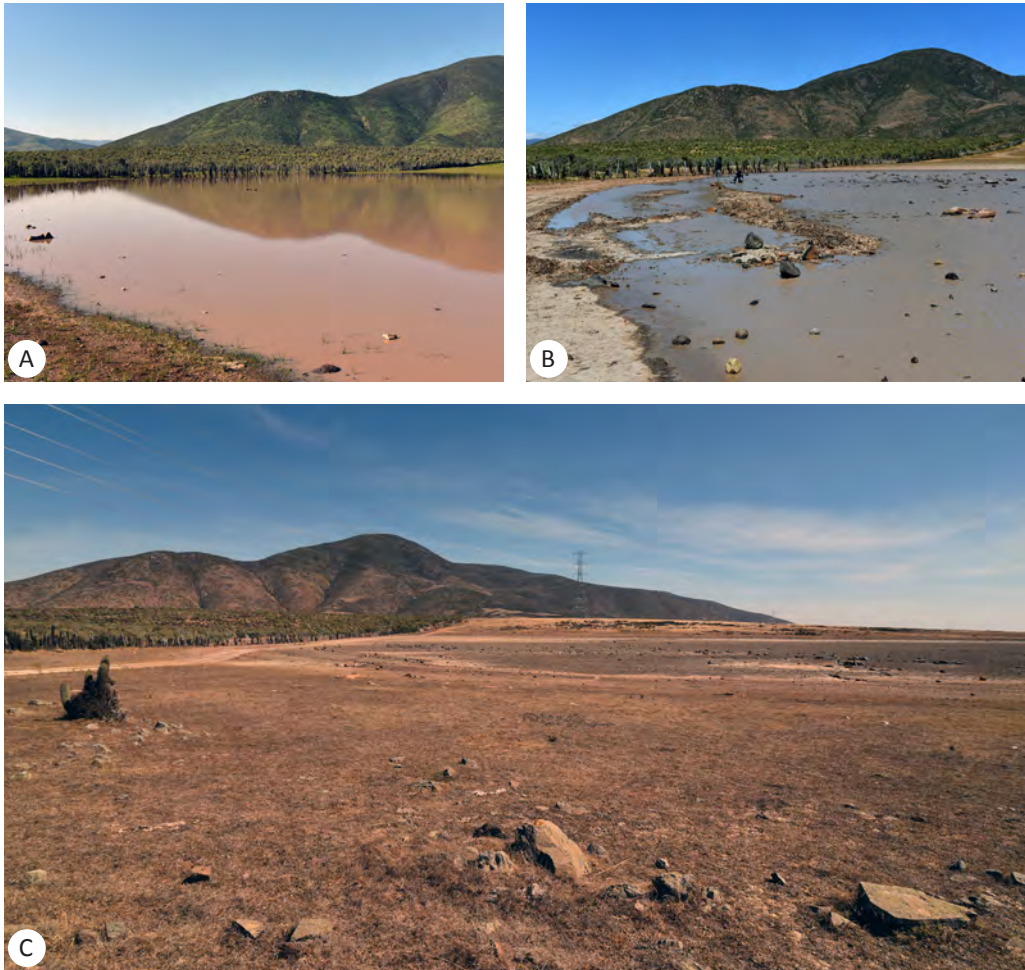
Zona	Pendiente (%)	Superficie (km <sup>2</sup> )	Charcas*
1	0-3	22,34	H7 a H11
2	3-8	28,51	H5 H6
3	8-15	8,340	H12 H13
4	15-30	7,821	H4
5	30-50	5,840	H1 a H3
6	Más de 50	0,684	Varias

\* Códigos de charcas según Tabla 6.1.

Así en Huentelauquén, las primeras charcas que se forman son las costeras del sector sur (H9, H10, H11), que tienden a durar varios meses. Esto podría deberse a que se encuentran en terrenos más bajos (Tabla 6.1) y con suelos con mayor cantidad de arcillas. En cambio, las charcas situadas en las dunas interiores (H12 y H13, ver Figura 6.1), sólo se formarían en años muy lluviosos y su fase húmeda es muy corta, debido a que se localizan en suelos arenosos (ver Figura 6.2 F). Por otra parte, tenemos charcas con un hidroperíodo intermedio (H1 al H8) que siempre se forman tras las primeras lluvias de otoño-invierno en la zona. De esta manera, aunque las precipitaciones en el secano costero de Huentelauquén sea diferente entre años, el orden de formación y duración de las lagunas temporales dentro de la dinámica de inundación de cada año es relativamente uniforme.

Las planicies del secano costero de Huentelauquén tienen pendientes que fluctúan entre los 0-50% (Tabla 6.2), con un predominio de pendientes que van desde los 3-8%, que corresponden a planicies o zonas sin denudación apreciable y que abarcan una superficie de 28.506 km<sup>2</sup> (Tabla 6.2). Las pendientes que fluctúan desde los 0-3% y que alcanzan una extensión de 22.339 km<sup>2</sup>, favorecen morfodinámicas de erosión difusa o laminar (Castillo & Robles 2012). La erosión laminar es el movimiento uniforme y difuso de una capa delgada de suelo sobre laderas, como consecuencia del escurrimiento del agua (Honorato 2000). Las planicies que van desde los 8-15% tienen una pendiente muy baja, con peligro de erosión en las laderas. En cambio los terrenos cuyas pendientes son superiores al 50%, presentan procesos denudacionales intensos y peligro de erosión en los suelos (Castillo & Robles 2012).

Considerando un horizonte de tiempo más prolongado, las charcas temporales pueden caracterizarse de acuerdo al número de años en los que se produce su fase húmeda (frecuencia de inundación). En las charcas mediterráneas el hidroperíodo anual y la frecuencia de inundación de las lagunas temporales generalmente están correlacionadas (Gómez-Rodríguez et al. 2009, 2010), de forma que las charcas de mayor duración en su hidroperíodo anual, son las que suelen inundarse un mayor número de años.



**Figura 6.3:** Hidroperíodo de las lagunas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo). A. Charca H1 en plena fase húmeda a mediados de junio 2017. B. Misma charca (H1) en fase de desecación en octubre 2017. C. Charca H1 completamente seca en enero del 2018 (ver datos charca H1 en Tabla 6.1).

### Geomorfología del Secano de Huentelauquén

La geología del sector costero, al norte de Los Vilos, comprende una franja de terrenos paleozoicos, metamórficos y sedimentarios, intruidos por plutonitas mesozoicas (Paskoff 1993). La Formación Huentelauquén, se encuentra discordante sobre la Formación Arrayán y/o sobre el Complejo Metamórfico del Choapa, tal como puede apreciarse en Punta Pozo, Caleta Manso y en la quebrada La Higuera (Paskoff 1993). Por otra parte, esta Formación subyace, discordantemente, a la Formación El Quereo (Triásico) en el valle del río Choapa, en el sector de Caleta Manso y también en el sector costero entre El Totoral y Caleta Sierra (Rivano & Sepulveda 1985). Así, la zona de estudio se inserta dentro de la Formación Huentelauquén Miembro La Higuera y la Formación Huentelauquén Miembro la Cantero (Rivano & Sepulveda 1985).

**Tabla 6.3:** Características físico-químicas de algunas charcas temporales del secano de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo) registradas en Agosto 2017.

Charcas*	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (µS/cm)	OD** (mg/l)	OD** (%)	Salinidad (ppm)
H1	19,2	8,50	440	9,15	100,4	0,24
H2	19,6	8,22	273	8,34	92,1	0,15
H3	24,0	9,21	260	13,94	167,2	0,13
H4	22,0	8,41	608	9,12	105,1	0,31
H6	21,1	8,68	227	8,80	99,0	0,12
H5	21,1	8,32	321	8,86	99,7	0,17
H12	20,9	8,72	462	9,10	101,9	0,24

\* Códigos charcas según Tabla 6.1 \*\*OD = Oxígeno disuelto (mg/l - % Saturación).

La costa del secano de Huentelauquén muestra un trazado rectilíneo de orientación SSE-NNW (ver Figura 6.1). No presenta ninguna bahía verdadera, sólo pequeñas ensenadas arenosas aparecen donde desembocan quebradas importantes (Zuleta & Piñones 2015). La única gran playa de este sector corresponde al cordón litoral que cierra la desembocadura del río Choapa. La costa rocosa, tallada en el granito y material arenisco-esquistoso del zócalo, se ubica a menudo a algunos metros delante de un acantilado muerto (Paskoff, 1993).

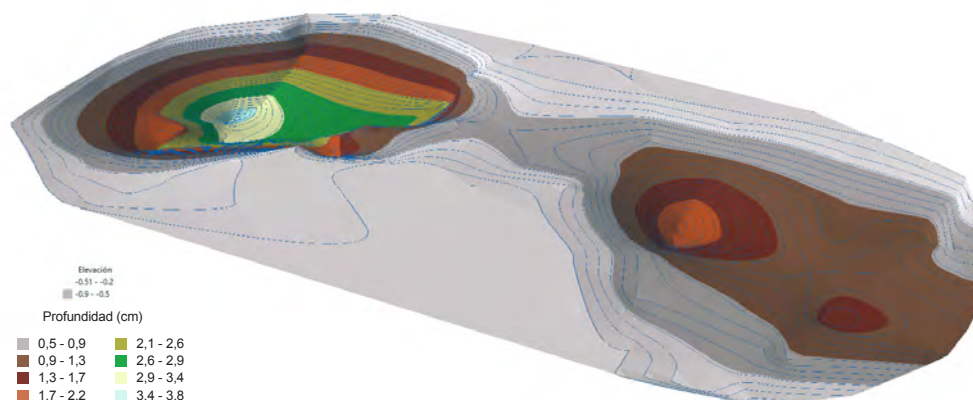
Las charcas de Huentelauquén normalmente se localizan en plataformas de abrasión marina, disectadas por diferentes quebradas que recorren el secano de este a oeste (Castillo & Robles 2012). La mayoría de las quebradas nacen en los cerros circundantes y algunas terminan en el mar (ver Figura 6.1), donde forman pequeñas lagunas estacionales o permanentes, según el régimen de las precipitaciones (Zuleta & Piñones 2015). Cabe destacar que las terrazas de abrasión marina, las cuales aparecen imbricadas con conos coluviales y aluviales, son generados desde la cadena montañosa localizada más al oriente en forma longitudinal (Castillo & Robles 2012).

Los suelos de secano de Chile Central se han desarrollado “*in situ*” pero bajo la acción de paleoclimas más cálidos y lluviosos que los actuales, lo que da cuenta, por ejemplo, de la migración del hierro hacia la superficie en las áreas graníticas, con su típico color grisáceo a rojizo, y del maicillo producido por la ruptura de los cristales de cuarzo (Paskoff 1993, Casanova et al. 2013). Por el contrario, en los llamados suelos transportados, no es posible reconocer un material parental. Los materiales subyacentes de gravas y bolones se encuentran frescos, sin relación con el suelo fértil de superficie. En estos casos el suelo es material fino, transportado como tal y depositado en superficie (Paskoff 1993). El pH del suelo en el sector costero de Coquimbo, varían entre 6.1 a 7.7, mientras que el contenido de oxígeno alcanza el 2% en la superficie y el 0.3% en profundidad (Casanova et al. 2013).

Según los tipos de suelo donde están asentadas las lagunas temporales, sus aguas contendrán diferentes concentraciones de sales. Dado que las charcas no se ven afectadas por el drenaje a larga distancia (Keeley & Zedler 1998), la química del suelo y propiedades del agua están localmente determinados (Alvarez & Deil 2015). La mineralización será más baja en las charcas situadas en zonas de litología silíceas, mientras que las pozas de litología calcárea o margosa, el contenido en sales puede ser algo mayor, pero manteniéndose en el rango de los sistemas oligosalinos (aguas dulces) *sensu* Hammer (1986). La conductividad del agua debido al origen pluvial de los aportes es baja (entre 227 y 608  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ver Tabla 6.3), pudiendo aumentar levemente por disolución de sales del sustrato. El tipo de suelo sobre el que se asientan los humedales temporales determinan también la transparencia del agua a consecuencia de las partículas en suspensión y coloides que dan una turbidez característica de las charcas y con ello, a las comunidades biológicas asociadas.

Las características físico-químicas de las charcas del secano de Huentelauquén (Tabla 6.3) no difieren sustancialmente de lo reportado para otras pozas mediterráneas (Sánchez-Carrillo 2009, Bird & Day 2014). En general, serían pequeñas masas de agua someras de agua dulce (salinidad promedio = 0.18) temporales o efímeras de desarrollo invernal y/o primaveral, ligeramente básicos (pH promedio = 8.56) lo que indica que se ubican en suelos descarbonatados, con alto contenido de oxígeno (OD promedio = 9.47 mg/l) y temperaturas más bajas ( $T^\circ$  promedio = 21  $^\circ\text{C}$ ) y estables que la atmosférica. La ocurrencia de estos hábitats acuáticos está determinada por fuerte estacionalidad de las precipitaciones y las temperaturas (Alvarez & Deil 2015), que junto a la baja permeabilidad del sustrato y un relieve plano con pequeñas depresiones son factores propicios (Deil 2005). Estas características (ver Tabla 6.2) permitirían el desarrollo de una biota particular (ver Tablas 6.4, 6.5, 6.6, 6.7 y 6.8) adaptada a estos fluctuantes ciclos de humedad y sequedad.

La cuenca receptora de las charcas mediterráneas es normalmente muy pequeña, limitándose a unas pocas hectáreas o incluso menos. El anegamiento de las charcas se produce rápidamente tras períodos de lluvias puntuales. La morfometría de una cubeta cualquiera presenta una baja pendiente y una forma relativamente circular u ovalada (ver Figura 6.2), si bien puede presentar formas irregulares y una dinámica heterogénea según los ciclos de inundación y la microtopografía de su emplazamiento (Figura 6.4). La temporalidad de la fase de anegamiento de una charca depende de las precipitaciones y de la profundidad de su cubeta. Así, la profundidad mínima para que la evaporación no supere a las precipitaciones debiera ser alrededor de 1,5-2 m (Alonso 1998). Generalmente las charcas de Huentelauquén son poco profundas (profundidad máxima promedio = 73 cm), pero pueden almacenar un volumen importante de agua ( $H_4 = 944 \text{ m}^3$ ) considerando que en la zona existen por lo menos 50 lagunas temporales. La forma circular de las cubetas, da lugar a una zonación de la charca, desde unos pocos centímetros en la zona periférica y con una fase húmeda más corta (Figura 6.4), a una zona central, más profunda, en la que fase húmeda puede ser mayor a un año. Esta configuración espacial de las cubetas tiene varias implicancias hidrológicas y ecológicas. Una de ellas, es que estos humedales pueden ser importantes repositorios de agua dulce



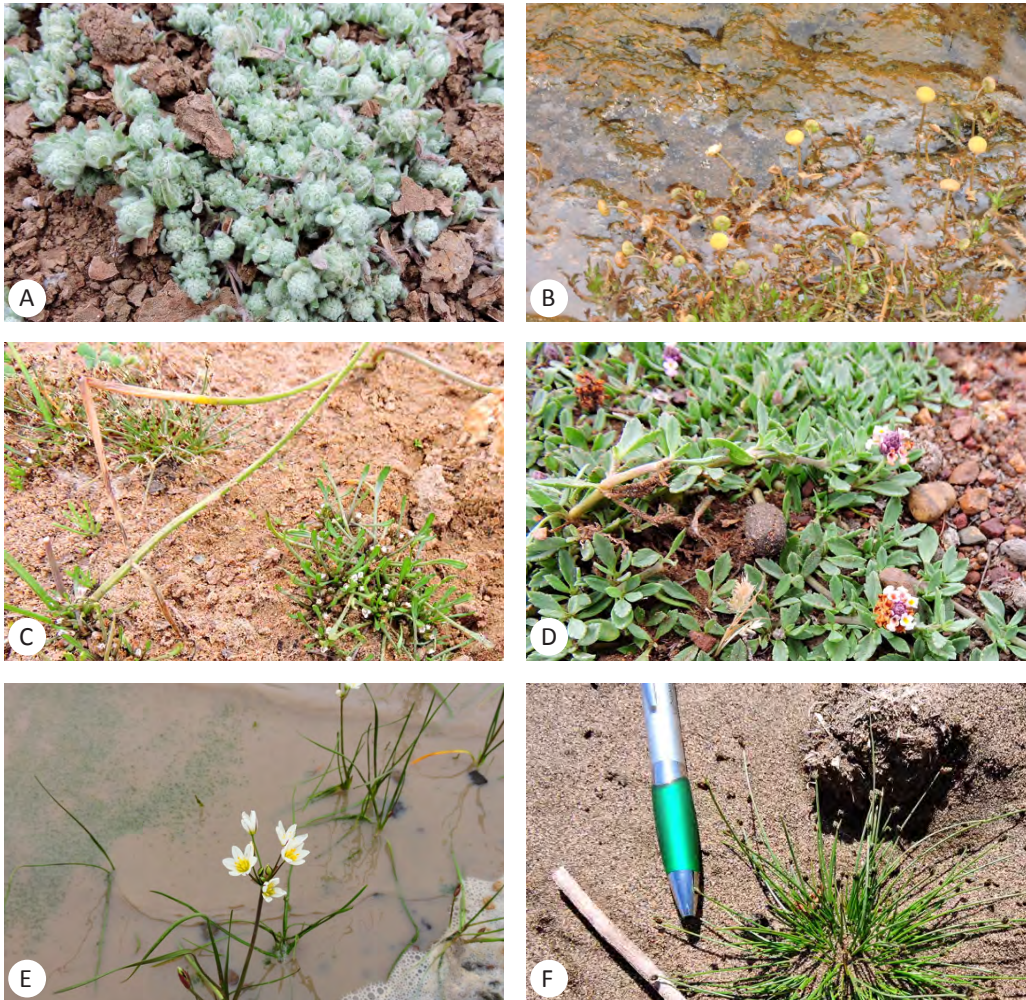
**Figura 6.4:** Hidrología de una charca temporal de Huentelauquén. La foto superior muestra varias charcas fusionadas durante la fase húmeda y en período de alta precipitación en Huentelauquén. Abajo se muestra el modelo de una cubeta estimada de los datos batimétricos de la charca temporal H4 (ver Tabla 6.1). Nótese que esta charca tiene dos cubetas de diferente profundidad, que normalmente coalescen en la fase húmeda, conformando un extenso cuerpo de agua dulce.

para el ganado y la fauna silvestre en los ecosistemas áridos de la Región, y la otra es que en la parte central de las charcas se asientan las comunidades biológicas más temporales de estos pequeños ecosistemas (Williams 1987).

## FLORA & VEGETACION CHARCAS TEMPORALES

El secano costero de Huentelauquén se encuentra inserto en un sector de transición entre la formación vegetal del matorral estepario boscoso y la del matorral estepario arborecente, ambos pertenecientes a la Eco-región del Matorral y Bosque Esclerófilo, en la sub-región del Matorral Estepario (Gajardo 1994). La Región Ecológica del Matorral y Bosque Esclerófilo se extiende por la zona central de Chile con condiciones climáticas del tipo mediterráneo caracterizado por inviernos fríos y lluviosos con veranos cálidos y secos (Cepeda et al. 2000).

Luebert & Pliscoff (2006), señalan que en la zona de estudio se distribuye el matorral desértico costero de Bahía ambrosioides y Puya chilensis, el que consiste de un matorral dominado por B. ambrosioides y Haplopappus foliosus. Esta zona muestra



**Figura 6.5:** Flora característica de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo). A). *Psilocarphus brevissimus*, B). *Cotula coronopifolia* (Botón de oro), C). *Limosella australis*, D). *Phyla canescens* (Hierba de la virgen), E). *Nothoscordum gramineum*, F). *Isolepis cernua*.

un carácter transicional, debido a que esta se encuentra interpenetrado por algunos componentes de los matorrales costeros desérticos situados inmediatamente al norte (e.g. *Oxalis gigantea*), así como por las formaciones arborescentes de la costa inmediatamente al sur (e.g. *Schinus latifolius*), pero ya sea en términos de bioclima o de las formaciones vegetales dominantes, no puede ser adscrita claramente a ninguna de esas unidades. Otra asociación vegetal característica de Huentelauquén pero que se encuentra altamente alterada, es *Bahia ambrosioides* (Chamiza) y *Haplopappus foliosus* (Cacho de cabra); puesto que en varios sectores el matorral ha sido totalmente desplazado por pastizales (Cea et al. 2013)

En Chile, hay poco conocimiento sobre la flora y la ecología de los humedales estacionales. Los estudios publicados se limitan a las primeras observaciones de

Oberdorfer (1960), un estudio preliminar de la flora y la distribución de las pozas vernaes de Bliss et al. (1998) y algunas estudios florísticos regionales en el sur de Chile (Ramírez et al., 1994, San Martín et al., 1998, Alvarez 2008, San Martín & Alvarez 2009). Estudios florísticos más completos se han realizado en charcas mediterráneas (Bagella et al. 2009) y en la parte norte del bioclima templado (Bliss et al. 1998, Deil et al. 2007, Alvarez et al. 2012).

Los humedales temporales normalmente son ecosistemas fragmentados y las especies de plantas que crecen en ellos tienen adaptaciones para restringir su dispersión (Zedler 1990, Alvarez 2008). Las plantas de las lagunas temporales son generalmente herbáceas anuales (efímeras) y perennes (Figura 6.5). Normalmente deben adaptarse a condiciones de anegamiento y sequedad (Deil 2005, Alvarez 2008), ambas adversas para el desarrollo y crecimiento vegetal. Un rasgo adaptativo sobresaliente de la vegetación de las charcas es el pequeño tamaño “enanismo” (e.g. Figura 6.5a), la plasticidad fenotípica y la condición efímera que caracteriza dichas formaciones (Alvarez 2008, Bagella & Caria 2012), especialmente en los biomas mediterráneos (Alvarez et al. 2012). Este síndrome permite que muchas especies pasen desapercibidas y que sólo ahora están siendo descritas, como *Juncus maroccanus* y *Lepuropetalon sphaulatum* (Kirschner et al. 2004, Alvarez et al. 2012).

Bliss et al. (1998) al estudiar las charcas de Chile central, documentaron el primer registro de *Hydrocotyle cryptocarpa* (Araliaceae) para el país. Por su parte, Alvarez et al. (2008) demostraron que la especie, hasta ahora conocida sólo en Argentina y Uruguay, se distribuye desde el norte de Valparaíso al sur de Temuco, siempre vinculado al hábitat de las charcas temporales. Un ejemplo similar es *Rorippa* (Brassicaceae), una especie ampliamente distribuida en las montañas de los Andes, desde Colombia hasta el oeste de Argentina, pero recientemente registrada para la flora chilena en el noroeste de la Patagonia (San Martín et al. 2013). Plantas anuales como *Juncus bufonius*, *J. capitatus* y *Limosella australis*, todas las cuales son especialistas de hábitats vernaes, sugiere la existencia de una vegetación nativa importante antes de la introducción de especies europeas (Alvarez et al. 2012).

### **Flora de Charcas Temporales**

Globalmente, las charcas temporales de Huentelauquén tendrían una riqueza de plantas vasculares de 107 especies, distribuidas en dos especies de Pteridophyta, 25 de Angiospermae-Monocotyledonae y 80 especies de Angiospermae-Dicotyledonae (ver Anexo 6.1). La riqueza taxonómica de la flora de las charcas estudiadas comprende: 40 familias, 90 géneros y 107 especies. Adicionalmente se registraron 10 especies al nivel de género (Cea et al. 2013). De las familias registradas, dos de ellas dominan sus comunidades: las asteráceas con 24 especies (Anexo 6.1), seguido de las poáceas con 12 especies (Anexo 6.1). Las charcas albergan 35 especies nativas de plantas vasculares, de las cuales un 31% (33 especies) son endémicas para Chile, es decir, con una distribución geográfica restringida. Por lo tanto, la flora de estos cuerpos de agua son importantes para la conservación (Lukács et al. 2013) y debieran ser consideradas al menos en los planes de manejo de las zonas protegidas de Chile



**Tabla 6.4:** Ocurrencia de plantas Pteridophyta y Monocotiledonae en las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia / Especie	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
<b>Hemerocallidaceae</b>														
<i>Nothoscordum gramineum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pilularia americana</i>														x
<b>Alliaceae</b>														
<i>Leucocoryne ixiodes</i>										x				
<i>Nothoscordum gramineum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				
<b>Amaryllidaceae</b>														
<i>Traubia modesta</i>														x
<b>Cyperaceae</b>														
<i>Cyperus squarrosus</i>														x
<i>Eleocharis sp</i>		x	x	x		x			x	x				
<i>Isolepis cernua</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
<b>Dioscoreaceae</b>														
<i>Dioscorea humifusa</i>										x				
<b>Hemerocallidaceae</b>														
<i>Pasithea caerulea</i>	x	x												
<b>Hyacinthaceae</b>														
<i>Oziroe biflora</i>				x	x	x	x	x						
<b>Iridaceae</b>														
<i>Calydorea xiphioides</i>							x		x	x				
<b>Juncaceae</b>														
<i>Juncus bufonius</i>					x		x		x		x	x	x	x
<i>Juncus sp</i>												x	x	
<b>Poaceae</b>														
<i>Avena barbata</i>	x	x	x	x	x		x							x
<i>Bromus berteroaenus</i>				x	x			x		x				x
<i>Bromus madritensis</i>										x	x	x		
<i>Distichlis scoparia</i>										x	x		x	
<i>Deschampsia danthonioides</i>						x								
<i>Hordeum murinum</i>	x	x	x	x	x		x		x			x	x	
<i>Hordeum sp</i>					x				x				x	
<i>Gastridium phleoides</i>	x	x	x	x	x	x		x						x

**Continuación Tabla 6.4:** Ocurrencia de plantas Pteridophyta y Monocotiledonae en las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia / Especie	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
<b>Poaceae</b>														
<i>Nassella</i> sp	x			x		x			x	x				
<i>Polypogon monspeliensis</i>	x	x	x		x	x			x	x	x	x	x	
<i>Piptochaetium</i> sp			x		x	x	x	x		x				x
<i>Schismus arabicus</i>				x	x				x	x				x
<i>Vulpia bromoides</i>	x	x	x		x	x		x					x	
<b>Tecophilaeaceae</b>														
<i>Conanthera campanulata</i>	x	x	x	x	x		x							

central; considerando además que las lagunas temporales muestran un 25% de especies adventicias (27) lo que indicaría un alto grado de perturbación y deterioro progresivo de sus comunidades biológicas.

Las plantas en categoría de conservación (MMA 2017) de los humedales temporales del secano de Huentelauquén son pocas: Dos especies en Preocupación menor (LC): la bulbosa *Conanthera campanulata* (Papita del campo) y la planta de hábito herbáceo acuática o palustre *Pilularia americana*, perteneciente al grupo de los helechos. Además se registra en las charcas una especie Vulnerable (VU): *Marsillea mollis* (Trébol de agua), un helecho de hábito herbáceo.

La riqueza y representación de las Pteridophyta y Monocotiledonae en las charcas de Huentelauquén es relativamente uniforme (entre 6 a 15 especies por charca, Tabla 6.4). Así por ejemplo, en la charca H11 observamos la menor riqueza (6 especies) de plantas, mientras que en la laguna temporal H5 registramos la mayor riqueza (15 especies) de estos taxones (Tabla 6.4). Tanto los humedales temporales más grandes (H1) como los más pequeños (H4) (ver Tabla 6.1) albergan una riqueza similar de plantas vasculares. En general, se puede apreciar una ligera tendencia a la reducción de la riqueza de plantas con la altitud de la charca (ver Figura 6.1). Así los humedales temporales de baja altitud y cercanos al litoral (H9 a H13) presentan una menor riqueza (6 a 9 especies), mientras que las charcas situadas en las planicies más altas (H1 a H3) contienen una mayor riqueza (11 especies) de plantas vasculares (Tabla 6.4).

Por otra parte, la riqueza y representación de las plantas Dicotiledonae en las charcas temporales de Huentelauquén, también es relativamente homogéneo (entre 15 a 38 especies, Tabla 6.5). Así por ejemplo, en la charca H10 observamos la mayor riqueza (38 especies) de plantas vasculares, mientras que en la laguna H4, registramos la menor riqueza (15 especies) de este taxón. Sin embargo, existirían diferencias en la riqueza de especies según el tamaño de las charcas. Así las charcas más grande

**Tabla 6.5:** Ocurrencia de plantas vasculares Dicotyledonae en las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia / Especie	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
<b>Apiaceae</b>														
<i>Cyclospermum laciniatum</i>										x				
<i>Eryngium coquimbanum</i>					x	x	x							
<i>Eryngium depressum</i>							x		x	x			x	
<b>Asteraceae</b>														
<i>Baccharis glutinosa</i> (=B. pingraea)											x	x	x	
<i>Baccharis salicifolia</i>											x	x		x
<i>Baccharis vernalis</i>											x			x
<i>Bahia ambrosioides</i>	x	x	x	x				x	x	x				x
<i>Chuquiraga ulicina</i>								x	x					
<i>Centaurea melitensis</i>	x													
<i>Cirsium vulgare</i>	x		x							x	x	x	x	
<i>Cotula coronopifolia</i>											x	x	x	x
<i>Gamochoaeta</i> sp					x		x				x			
<i>Haplopappus litoralis</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x				x
<i>Helenium aromaticum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x
<i>Hypochaeris glabra</i>												x	x	
<i>Hypochaeris scorzonerae</i>	x	x	x		x		x		x	x				
<i>Madia sativa</i>	x	x	x											
<i>Microseris pygmaea</i>		x		x	x				x	x				x
<i>Pleocarpus revolutus</i>		x												
<i>Proustia cuneifolia</i>										x				x
<i>Pseudognaphalium cheiranthifolium</i>														x
<i>Psilocarpus brevissimus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Senecio bahioides</i>												x		
<i>Senecio</i> spp		x							x	x				
<i>Soliva sessilis</i>					x		x							
<i>Sonchus asper</i>												x		
<i>Xanthium spinosum</i>											x	x	x	x

**Continuación Tabla 6.5:** Ocurrencia de plantas vasculares Dicotyledonae en las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia / Especie	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
<b>Boraginaceae</b>														
<i>Cryptantha glomerata</i>													x	
<i>Heliotropium curassavicum</i>													x	x
<i>Heliotropium stenophyllum</i>				x				x	x	x				
<i>Pectocarya dimorpha</i>					x	x	x	x	x	x				
<i>Plagiobothrys</i> spp	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	
<b>Brassicaceae</b>														
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		x												
<i>Hirschfeldia incana</i>												x		
<b>Cactaceae</b>														
<i>Echinopsis chiloensis</i> <i>spp skottsbergii</i>	x				x	x	x	x	x	x	x			x
<i>Eulychnia castanea</i>		x			x	x			x					
<b>Caesalpiniaceae</b>														
<i>Senna cumingii</i>							x							
<b>Callitrichaceae</b>														
<i>Callitriche</i> sp		x	x											x
<b>Caryophyllaceae</b>														
<i>Cardionema ramosissimum</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	

(H1 y H5, ver Tabla 6.1) contendrían casi el doble de especies de plantas vasculares que las lagunas más pequeñas (e.g. H4). Tampoco se puede apreciar una tendencia en la riqueza de plantas con la altitud de la charca (ver Figura 6.1). Así tanto los humedales temporales de baja altitud y cercanos al litoral (H9 a H13) presentan una riqueza similar (17 a 38 especies), a las charcas situadas en las planicies más altas (H1 a H3) que contienen en promedio una riqueza de 24 especies de Dicotyledoneae (Tabla 6.5).

La comunidad vegetal de las charcas temporales está constituida por plantas mayoritariamente anfibias, que pueden pasar de estar completamente inundadas entre el otoño y la primavera a descubiertas en verano tras la desecación estival (Bagella & Caria 2012). Las comunidades vegetales propias de este hábitat pueden distribuirse de manera concéntrica siguiendo el gradiente de humedad alrededor de la masa de agua (Figura 6.6). Por ejemplo, en la periferia de las lagunas, formado por un estrecho cinturón alrededor de un pastizal, se pueden encontrar asociaciones como *Psilocarphus brevissimus*, *Limosella australis* y *Phyla canescens* (ver Figura 6.5). Desde el borde hacia el centro de la laguna, encontramos especies como *Cotula coronopifolia*, *Nothoscordum gramineum* y *Juncus bufonius*, entre otras



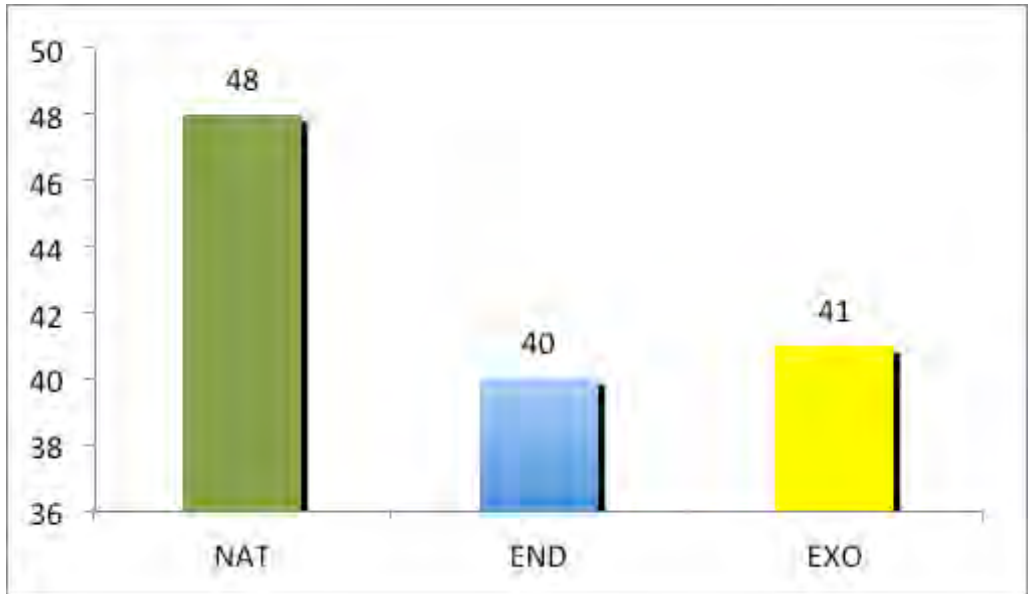
**Figura 6.6:** Zonación de la vegetación característico de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

plantas. Ambos son ejemplos de la zonación vegetal que se observa en dichos tipos de hábitat (Figura 6.6).

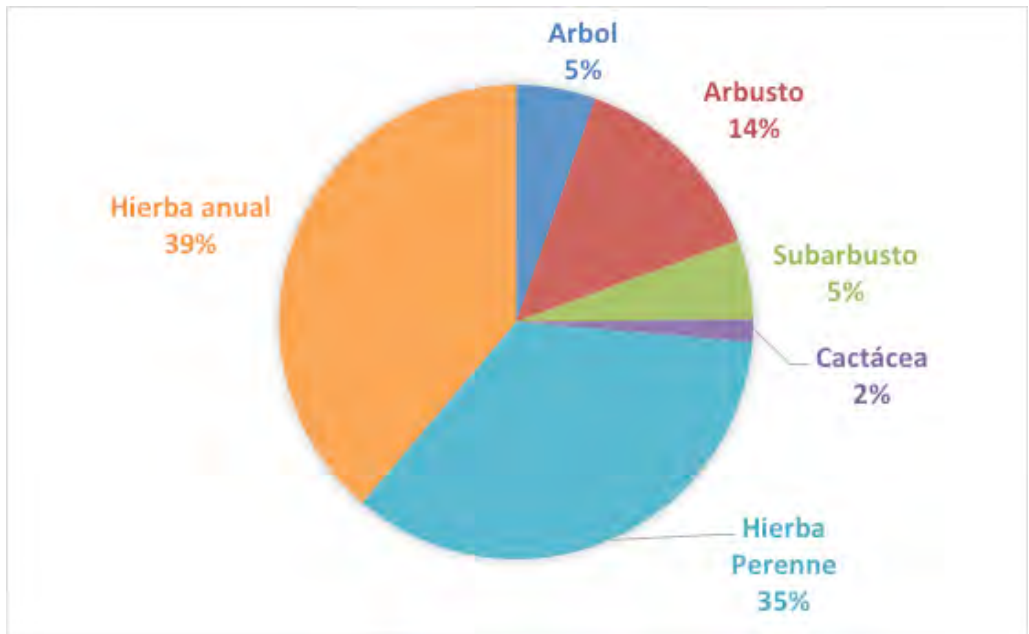
Respecto al origen biogeográfico de la flora de las lagunas temporales de Huentelauquén, la mayoría de ella es nativa (Figura 6.7) con 88 especies (68%) y el resto son elementos adventicios, con 41 especies (32%). El endemismo de la flora de las charcas alcanza el 31%, lo que está por debajo del 53,5 % del endemismo reportado para la región de Coquimbo (Squeo et al. 2001). Sin embargo, el grado de endemismo de la flora vernal de Huentelauquén es alto, en comparación con otras charcas temporales de Chile, como en las montañas de Cautín (San Martín & Alvarez 2009), la Patagonia (San Martín et al. 2013) y otras localidades de la zona mediterránea (Alvarez et al. 2012).

Las lagunas temporales son colonizadas por una flora altamente especializada, adaptada a una fuerte dinámica estacional en la disponibilidad de agua (Alvarez & Deil 2015). Tales especialistas son frecuentemente acompañados por especies exóticas y oportunistas de los hábitats circundantes (ver Anexo 6.1). El aislamiento espacial de las charcas vernaes favorece la especiación alopátrida, que resulta en taxones endémicos y vicariantes geográficos, especialmente en plantas con capacidad de dispersión restringida (Alvarez & Deil 2015). Por otra parte, especies efímeras de humedales con capacidad de dispersión a larga distancia pueden alcanzar una distribución cosmopolita (Deil 2005).

Las formas de vida predominantes de las especies vegetales de las lagunas temporales de Huentelauquén, son las herbáceas (perennes + anuales), que dominan con 77% de los registros (Figura 6.8). La distribución y ecología de las especies vegetales de las charcas es poco conocida (Alvarez et al. 2008, 2012). Un análisis, de cuáles especies están restringidas al hábitat de las charcas y cómo se distribuyen, puede ser un primer paso para evaluar su vulnerabilidad y el riesgo de extinción, así como para evaluar su importancia para la conservación de la diversidad vegetal a



**Figura 6.7:** Origen fitogeográfico (NAT= nativas, END= endémicas, EXO= exóticas) de la flora vascular ribereña y palustre registradas en las charcas temporales del secano costero de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).



**Figura 6.8:** Formas de vida de las especies vegetales ribereñas y palustres registradas en las charcas temporales del secano costero de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

escala regional y nacional, dado que las charcas temporales ofrecen un hábitat para un gran número de plantas anuales nativas, muchas de ellas endémicas de Chile (Arroyo et al. 1990).

## **FAUNA DE CHARCAS TEMPORALES**

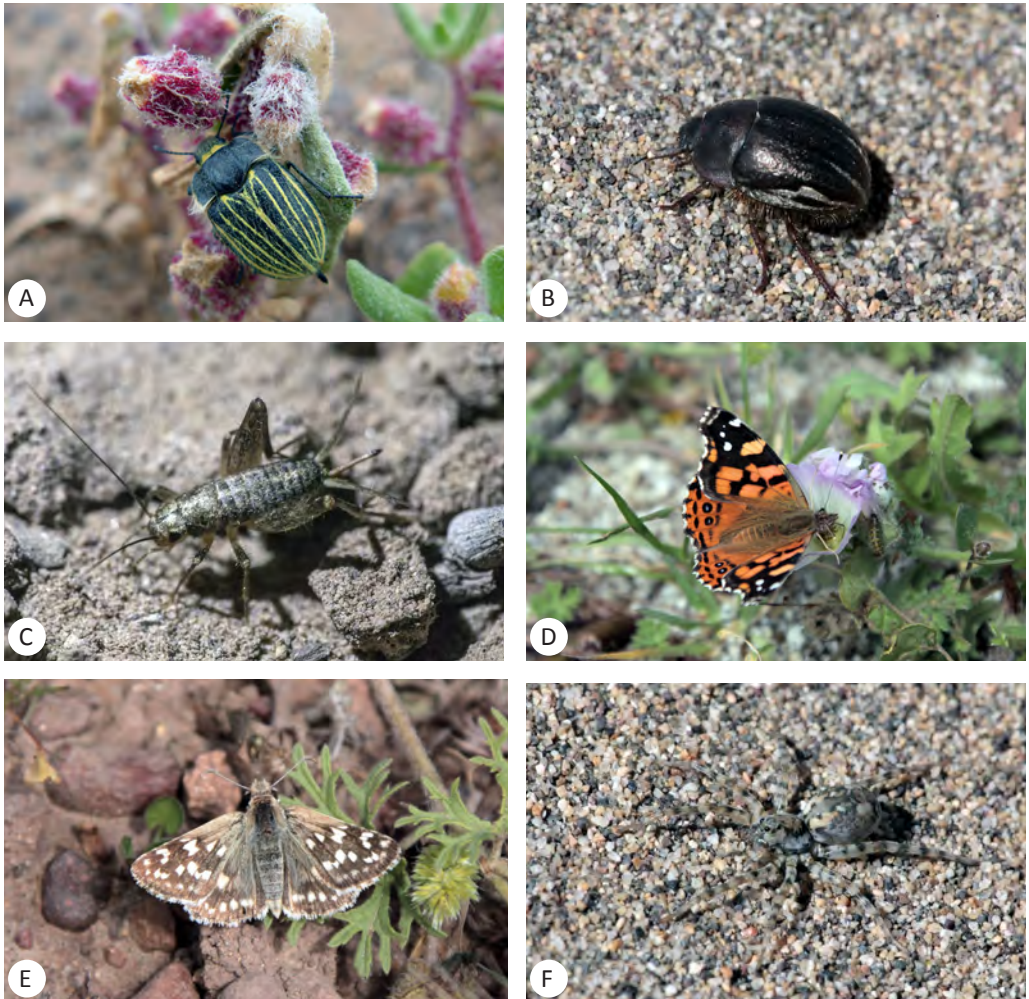
Las charcas temporales muestran una gran biodiversidad en la fase inundada y se mantienen latentes en su fase seca. Las charcas tienen una fauna específica adaptada a los largos períodos de desecación que va desde organismos microscópicos hasta vertebrados. A menudo presentan una mayor diversidad que los humedales permanentes y constituyen un hábitat de importancia en las zonas áridas, especialmente para anfibios y numerosos invertebrados acuáticos, como odonatos, coleópteros y crustáceos; grupos que han desarrollado estrategias de historia de vida adaptadas a fuentes de agua efímeras (Wiggins et al. 1980). A su hidropériodo se acoplan y sincronizan los complejos ciclos biológicos de su especial artropodofauna nativa y endémica. Los humedales temporales ofrecen además, importantes sitios de descanso y alimentación para aves residentes y migratorias, particularmente acuáticas (Silveira 1998).

### **Fauna de artrópodos**

Williams (1987) reportó altas similitudes entre las artropodofauna de pozas temporales de América del Norte, Australia, Asia y Europa. Sin embargo, esta comparación fue provisional, pendiente de otros estudios y no incluyó ninguna información sobre las charcas de Sudamérica. La fauna característica de estos hábitats son los macrocrustáceos de Anostraca y Conchostraca, microcrustáceos (especialmente Cladocera, Ostracoda y Copepoda), ácaros acuáticos, colémbolos, odonatos (Zygoptera y Anisoptera), caracoles, dípteros quironómidos y una gran diversidad de Hemiptera y coleópteros acuáticos (Weir 1966, Williams 1997, Boix et al. 2008).

Los insectos fueron el grupo con mayor representación de los artrópodos epigeos de las charcas de Huentelauquén, con 51 especies, 49 géneros y 26 familias agrupadas en siete órdenes (ver Tabla 6.6). Para el total de los grupos de la entomofauna estudiada, los órdenes mejor representados fueron Coleoptera (17 familias, 37 géneros y 39 especies) e Hymenoptera (2 familias, 4 géneros y 4 especies) mientras que los órdenes menos representados fueron Neuroptera, Orthoptera y Plecoptera (Tabla 6.6). Dentro de los Coleoptera las familias mejor representadas fueron Tenebrionidae (7 géneros, 9 especies), Carabidae (8 géneros, 8 especies), Curculionidae (5 géneros, 5 especies). Familias representadas sólo por una especie fueron Anthicidae, Coccinellidae, Cryptophagidae, Dytiscidae, Erotylidae, Heteroceridae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Latridiidae, Scarabaeidae y Trogossitidae. Las familias más importantes para Hymenoptera fueron Formicidae y Mutillidae con tres y una especie, respectivamente (ver Tabla 6.6).

Para el total de la entomofauna estudiada las especies más abundantes fueron *Collembolla* sp.1 (26,2% del total capturado), Plecoptera sp. (larva) (16,2%) y *Arthrobrachus limbatus* Solier 1849 (15,7%). Algunos grupos como *Collembolla* tienen requerimiento de humedad edáfica para desarrollar sus ciclos biológicos (Cepeda-



**Figura 6.9:** Artrópodos de las charcas temporales de Huentelauquén: **A.** Vista frontal de *Geoborus rugipennis* (Tenebrionidae), **B.** Ejemplar adulto de *Praocis (Praocis) bicentenario* (Tenebrionidae), **C.** Vista lateral de *Microgryllus pallipes* (Gryllidae), **D.** Ejemplar adulto de *Vanessa carye* (Nymphalidae), **E.** Vista frontal de *Pyrgus fides* (Hesperiidae). **F.** Ejemplar adulto de *aff. Allocosa senex* (Lycosiidae).

Pizarro & Pola 2013) y sus patrones de diversidad y abundancia estarían dados por la distribución de la humedad edáfica en ambientes áridos (Cepeda & Whitford 1989). Si bien las trampas de intercepción (*pitfall traps*) utilizadas en este trabajo, están dirigidas a ensambles de artrópodos caminadores y han sido utilizadas para el estudio de coleópteros de zonas áridas (e.g. Cepeda-Pizarro 1989, Cepeda-Pizarro et al. 2005, Alfaro et al. 2016), se ha documentado que pueden servir como una buena herramienta de muestreo de elementos voladores y fitófagos (Pietruszka 1980). Por ejemplo, Plecoptera sp. (larva) corresponde a un estado larvario acuático, mientras que *Arthrobrachus limbatus*, habita preferentemente en el follaje de vegetación nativa circundante.



**Tabla 6.6:** Composición taxonómica de artrópodos epigeos y crustáceos acuáticos de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

CLASE-Orden	Familia	Género	Especie
INSECTA	26	49	51
Coleoptera	17	37	39
Collembola	1	2	2
Hemiptera	3	3	3
Hymenoptera	2	4	4
Neuroptera	1	1	1
Orthoptera	1	1	1
Plecoptera	1	1	1
BRANCHIOPODA	1	5	5
MAXILOPODA	1	1	1
OSTRACODA	1	1	1

Una característica esencial de la artropodofauna de las pozas temporales, es que muchas especies ocurren sólo en determinadas charcas, por lo que la rareza de especies es alta en estos ecosistemas (Williams 1996, Boix et al. 2008). Así algunos taxa de Insecta de las pozas temporales de Huentelauquén estuvieron representadas por sólo un individuo, como *Ischyropalpus* sp. (Anthicidae), *Carabidae* sp.2 (Carabidae), *Chrysomelidae* sp. (Chrysomelidae), *Eriopis connexa* (Coccinellidae), *Cryptophagidae* sp. (Cryptophagidae), *Cnemecoelus* sp. (Curculionidae), *Erotylidae* sp. (Erotylidae), *Latridiidae* sp. (Latridiidae), *Melyridae* sp. (Melyridae), *Geoborus rugipennis* (Solier 1851) (Figura 6.9a), *Grammicus mahunkai mahunkai* Kaszab 1969, *Gyriosomus foveopunctatus* Fairmaire 1875, *Nycterinus* sp., *Praocis* (Praocis) bicentenario Flores & Pizarro-Araya 2012 (Tenebrionidae) (ver Figura 6.9b), *Diontolobus* sp. (Trogossitidae) y *Microgryllus pallipes* (Philippi 1863) (Gryllidae) (Figura 6.9c).

Del total de insectos capturados, la mayor abundancia relativa se observó en la poza H9 (20,5% del total capturado), seguido por poza H4 (17,3%) y poza H6 (13,8%). Aun cuando la poza H9 no correspondió a la de mayor superficie (1701 m<sup>2</sup>), esta mostró una mayor riqueza y abundancia de Insecta, en comparación a la poza H1 de mayor superficie (41869 m<sup>2</sup>, ver Tabla 6.1). Esto contrasta con el aumento en el número de especies observado al aumentar el tamaño del área del hábitat, fenómeno bastante regular en ecología (Rosenzweig 1995). Sin embargo, se necesitan realizar muestreos adicionales en otras temporadas para evaluar esta hipótesis a nivel local.

La mayor abundancia de Insecta en la poza H9 estuvo dada por *Collembola* sp.2 (44,7% del total capturado en la charca H9), *Collembola* sp.1 (16,3%) y *Arthrobrachus limbatus* (20,4%). La mayor abundancia en la poza temporal H4 estuvo dada por *Collembolla* sp.1 (53,6% del total capturado en poza H4) y *Curculionidae* sp.1 (27,1%). La mayor abundancia en la charca H6 estuvo dada por *A. limbatus* (47,5% del total capturado en poza H6) y *Plecoptera* sp. (26,8%). Pozas con bajo aporte al total de Insecta capturada fueron la poza H12 (3,3%) y la charca H13 (6,6%).

## Fauna de crustáceos acuáticos

Los crustáceos Branchiópodos se encuentran entre el grupo más conspicuo y mejor estudiado de las pozas temporales, y a menudo son considerados especies “emblemáticas” en estos sistemas (Williams 1997). Los huevos y la descendencia embrionaria de estos crustáceos efímeros sobrevive a la desecación en forma de quistes endurecidos, depositados en los fondos de las charcas durante los períodos de inundación (Brown & Carpelan 1971). Los quistes son resistentes al calor y al frío, y pueden sobrevivir durante muchos años en este estado (Belk 1998). Además, la emergencia de los embriones es secuencial, lo que permite que los quistes de una sola generación persistan a través de varios ciclos de sequedad (Simovich & Hathaway 1997).

Las charcas de Huentelauquén mostraron un predominio de Conchostracos en todas las pozas, mientras que otros grupos de crustáceos aparecieron sólo ocasionalmente. De estos los cladóceros se observaron en cinco de las nueve charcas estudiadas, tres con *Daphnia ambigua* Scourfield 1947 y dos con *S. serrulatus* (Koch 1841), pero sin coexistencia de ambas especies en una misma charca. Por otro lado, se observó en sólo una muestra el copépodo *Boeckella gracilipes* Daday 1902, el cual coexiste con *Simocephalus serrulatus* (Koch 1841). Los ostrácodos, presumiblemente con una especie, se observaron en siete de las nueve pozas estudiadas.

La fauna de crustáceos de las charcas de Huentelauquén muestran un ensamble totalmente diferente al observado para aguas continentales chilenas, en las cuales no se ha descrito la presencia de Conchostracos (Ordenes: Spinicaudata, Laevicaudata y Cyclestherida), ya que en este tipo de ambientes sólo se ha reportado la presencia de *Daphnia* (Branchipoda, Diplostraca), y copépodos de los órdenes Centropagidae y Cyclopidae (De los Ríos-Escalante 2010). Por otro lado, este trabajo es el primer reporte para la zona norte centro de Chile, ya que la zona comprendida entre los 27 a 33° S tiene escasos estudios publicados (De los Ríos-Escalante 2010, De los Ríos-Escalante et al. 2013, De los Ríos-Escalante & Kotov 2015). Por otro lado, la presencia de artrópodos acuáticos de estos tres grupos observados en el presente estudio ha sido también descrita para latitudes similares de Argentina (Domínguez & Fernández 2009).

Este tipo de ensamble de crustáceos de las charcas de Huentelauquén, con presencia de Conchostracos (Ordenes: Spinicaudata, Laevicaudata y Cyclestherida), ha sido reportado para ambientes poco profundos, ya sea temporales o permanentes, en África del Sur y Australia (Williams 1987, Ferreira et al. 2012, Rogers et al. 2015). Los cambios de nivel en las charcas son rápidos y la duración del hidroperíodo variable. Esta temporalidad del agua determina la composición de las biocenosis de invertebrados acuáticos, que presentan adaptaciones para sobrevivir a la sequía (Hinton 1960, Danks 1987). Siendo los grandes branquiópodos (Anostráceos, Notostráceos y Concostráceos), así como diaptómidos monocíclicos con rápido desarrollo tras la fase de inundación, las especies típicas de las charcas de biomas mediterráneos.

En resumen las pozas temporales de Huentelauquén albergan una comunidad de



**Figura 6.10:** Vertebrados típicos de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo). A. Sapo de rulo (*Rhinella arunco*), B. Sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul*), C. Perdicitita (*Thinocorus rumicivorus*), D. Pollo de perdicitita, E. Playero de Baird (*Calidris bairdii*), F. Pato jergón grande (*Anas georgica*) y G. Crías de pato jergón grande.

crustáceos totalmente diferentes a la observada para aguas continentales chilenas (De Los Ríos et al. 2019), cuya composición taxonómica y ecología deberían ser estudiadas con mayor profundidad. Así, los análisis taxonómicos preliminares han permitido identificar una posible nueva especie del género *Lynceus* Muller 1776 (Crustacea: Branchiopoda: Laevicaudata). Interesante es el hallazgo de este taxón en términos biogeográficos y ecológicos, considerando que no tenemos registro de este género en Chile. Además, tomando en cuenta que el género presenta una amplia distribución mundial (a excepción de los polos), con 32 especies descritas y con sólo cuatro especies reportadas para Sudamérica: *Lynceus aequatorialis* (Daday 1927), *L. rotundirostris* (Daday 1902) y *L. mallinensis* (Pessacq et al. 2011) de Argentina, y *L. tropicus* (Daday 1927) de Colombia y Venezuela (Pessacq et al. 2011), proveen la necesidad de mayores estudios de la artropodofauna de las charcas de Huentelauquén y de Chile central.

### **Avifauna de Charcas Temporales**

Varios estudios han documentado que las charcas pueden contener una gran abundancia y diversidad de aves en relación al paisaje adyacente (Scheffers et al. 2006), aunque otros trabajos no han encontrado diferencias significativas (Hanowski et al. 2006). El tamaño e hidroperíodo de las pozas temporales pueden afectar su valor como hábitat para las aves (Stone 1992, Calhoun et al. 2003). Varias aves acuáticas están obligadamente vinculadas a humedales en gran parte de su ciclo de vida (Haig et al. 1998). Para algunas aves playeras, se ha demostrado la importancia de humedales temporales en la reproducción, alimentación y la mantención del plumaje (De León & Smith 1999). Sin embargo, poco se conoce acerca del uso de dichos hábitat para la mayoría de las especies (Witham et al. 1998), incluyendo aves que aparecen más frecuentemente asociadas con las pozas estacionales (Colburn 2004).

En las charcas temporales del secano de Huentelauquén se registraron 9 órdenes, 20 familias, 31 géneros y 40 especies de aves (ver Tabla 6.7). Los Anátidos y los Charadriiformes contuvieron el 42,5% de la riqueza de las aves vernales (charcas) con 6 familias, 9 géneros y 17 especies (Tabla 6.7). Las Passeriformes fueron otro grupo de aves abundante y diverso de las pozas temporales con 7 familias, 13 géneros y 14 especies, que representaron el 35% de las aves registradas en las charcas (Tabla 6.7). Algunas Familias poco representadas en las pozas fueron Ardeidae, Thinocoridae, Threskiornithidae, Podicipedidae y Tinamidae, todas con sólo una especie (Tabla 6.7).

Según el estatus de la avifauna de las charcas temporales de Huentelauquén, la mayoría son aves residentes (72,5%) y el resto migratorias (22,5%). Sólo dos especies de aves fueron catalogadas como visitantes ocasionales (Tabla 6.10): *Anas bahamensis* (Pato gargantillo) y *Phalaropus fulicaria* (Pollito de mar rojizo). Concordantemente, la mayoría de las especies de aves se encuentran todo el año (65%) y el resto son aves que visitan las charcas en Invierno (12,5%) y Verano (12,5%) (ver Tabla 6.10). En cuanto a su Origen, la mayoría son especies locales (65%) y el resto son aves migratorias boreales (5 especies), dos visitantes de la zona sur

**Tabla 6.7:** Riqueza taxonómica y estatus\* de la avifauna nativa registrada en las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Coquimbo).

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Estatus
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas bahamensis</i>	Pato gargantillo	VA
		<i>Anas flavirostris</i>	Pato jergón chico	R
		<i>Anas georgica</i>	Pato jergón grande	R
		<i>Anas sibilatrix</i>	Pato real	R
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius collaris</i>	Chorlo de collar	R
		<i>Charadrius falklandicus</i>	Chorlo de doble collar	V
		<i>Charadrius modestus</i>	Chorlo chileno	V
		<i>Charadrius semipalmatus</i>	Chorlo semipalmado	V
		<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	R
	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota dominicana	R
		<i>Larus serranus</i>	Gaviota andina	V
	Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	Perrito	R
	Scolopacidae	<i>Calidris bairdii</i>	Playero de Baird	V
		<i>Calidris pusilla</i>	Playero semipalmado	V
		<i>Phalaropus fulicaria</i>	Pollito de mar rojizo	VA
		<i>Tringa flavipes</i>	Pitotoy chico	V
	Thinocoridae	<i>Thinocorus rumicivorus</i>	Perdicita	R
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote cabeza colorada	R
		<i>Coragyps atratus</i>	Jote cabeza negra	R
Ciconiformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	Garza grande	R
	Threskiornithidae	<i>Theristicus melanopis</i>	Bandurria	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	R
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco femoralis</i>	Halcón perdiguero	R
		<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	R
Passeriformes	Emberizidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca	R
		<i>Phrygilus alaudinus</i>	Platero	R
		<i>Phrygilus fruticeti</i>	Yal	R
		<i>Sicalis luteola</i>	Chirigue	R
		<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	R
	Furnaridae	<i>Cinclodes fuscus</i>	Churrete acanelado	V
		<i>Geositta cunicularia</i>	Minero	R
	Hirundinidae	<i>Tachycineta meyeni</i>	Golondrina chilena	R

**Continuación Tabla 6.7:** Riqueza taxonómica y estatus\* de la avifauna nativa registrada en las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Coquimbo).

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Estatus
Passeriformes	Icteridae	<i>Sturnella loyca</i>	Loica	R
	Mimidae	<i>Mimus thenca</i>	Tenca	R
	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	R
	Tyrannidae	<i>Lessonia rufa</i>	Colegial	R
		<i>Muscicaxicola macloviana</i>	Dormilona tontita	V
		<i>Xolmis pyrope</i>	Diucón	R
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Rollandia rolland</i>	Pimpollo	R
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Nothoprocta perdicaria</i>	Perdiz	R

\*Estatus (R=Residente, V=Visitante, VA=Visitante accidental, ND=No determinada)

(*Charadrius falklandicus* y *C. modestus*) y dos visitantes cordilleranos (*Cinclodes fuscus* y *Larus serranus*) (ver Tabla 6.7).

La riqueza y representación de la avifauna en las charcas de Huentelauquén es relativamente asimétrico (entre 4 a 19 especies, Tabla 6.8). Así por ejemplo, en la poza H7 observamos la menor riqueza (4 especies) de aves, mientras que en la charca H5 registramos la mayor riqueza (19 especies) de este taxón. Tanto las pozas pequeñas (e.g. H4) como las charcas grandes (e.g. H1) albergan una alta riqueza de aves (Tabla 6.8). Algunas aves como el pato jergón chico (*Anas flavirostris*) y el queltehue (*Vanellus chilensis*) se distribuyen en la mayoría de las charcas de Huentelauquén (Tabla 6.8). En cambio, otras especies como el pimpollo (*Rollandia rolland*) y la loica (*Sturnella loyca*) fueron registradas sólo una vez en las pozas temporales (Tabla 6.8). Varias aves migratorias hacen uso de estos ecosistemas, donde algunos juveniles permanecen durante todo el año, en espera de la posterior temporada estival, razón por la cual, las charcas mediterráneas de Chile central pueden jugar un rol dentro de la ruta migratoria del Pacífico.

En general, la distribución y ecología de las aves vernaes y otros vertebrados en las zonas mediterráneas está poco estudiada (Silveira 1998, Santana et al. 2010, Sebastián-González & Green 2014) y en Chile, completamente desconocida. Poca atención se ha prestado a las funciones provistas por las charcas a la fauna de vertebrados terrestres, con la excepción de anfibios (Griffiths 1997, Soomets et al. 2016) y algunas especies de reptiles (Russell & Hanlin 1999, Gibbons 2003). De hecho, pocas investigaciones han estudiado las interacciones de esta fauna con la dinámica de las charcas y sus comunidades vernaes (Paton 2005). Un análisis, de cuáles especies están restringidas o son especialistas de las charcas, puede ser un primer paso para evaluar su vulnerabilidad, así como para evaluar la importancia de las charcas para la conservación de la diversidad de aves y anfibios a escala regional y nacional, dado que las pozas temporales ofrecen un hábitat para un gran número de especies nativas, varias de ellas con problemas de conservación (ver Capítulo 10).

**Tabla 6.8:** Ocurrencia, origen (L=Local, BO=Boreal, ZS=Zona Sur, CO=Cordillerano) y estacionalidad (TA=Todo el año, V=Verano, I=Invierno, V=Visitante, VA=Visitante accidental) de la avifauna registrada en las charcas temporales de Huentelauquén.

Especie	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	Origen	Estación
<i>Anas bahamensis</i>					+						L	TA
<i>Anas flavirostris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+		+	L	TA
<i>Anas georgica</i>	+	+	+	+	+						L	TA
<i>Anas sibilatrix</i>	+		+	+	+						L	TA
<i>Ardea Alba</i>				+							L	TA
<i>Calidris bairdii</i>					+	+					BO	V
<i>Calidris pusilla</i>					+	+					BO	V
<i>Cathartes aura</i>									+	+	L	TA
<i>Charadrius collaris</i>			+		+	+					L	TA
<i>Charadrius falklandicus</i>					+	+					ZS	I
<i>Charadrius modestus</i>					+	+					ZS	I
<i>Charadrius semipalmatus</i>					+						BO	V
<i>Cinclodes fuscus</i>			+	+							CO	I
<i>Coragyps atratus</i>						+	+				L	TA
<i>Diuca diuca</i>									+		L	TA
<i>Geositta cunicularia</i>				+				+	+		L	TA
<i>Himantopus mexicanus</i>		+	+		+						L	TA
<i>Larus dominicanus</i>					+						L	TA
<i>Larus serranus</i>				+							CO	I
<i>Lessonia rufa</i>				+	+	+		+	+		L	TA
<i>Mimus thenca</i>	+										L	TA
<i>Muscisaxicola macloviana</i>	+	+	+	+	+	+					ZS	I
<i>Nothoprocta perdicaria</i>										+	L	TA
<i>Phalaropus fulicaria</i>					+						BO	V
<i>Phrygilus alaudinus</i>	+	+					+	+	+		L	TA
<i>Phrygilus fruticeti</i>										+	L	TA
<i>Rollandia rolland</i>				+							L	TA
<i>Sicalis luteola</i>									+		L	TA
<i>Sturnella loyca</i>	+										L	TA
<i>Tachycineta meyeri</i>		+		+							L	TA
<i>Theristicus melanopis</i>	+								+		L	TA
<i>Thinocorus rumicivorus</i>	+				+		+				L	TA
<i>Tringa flavipes</i>					+						BO	VA
<i>Troglodytes aedon</i>									+		L	TA
<i>Vanellus chilensis</i>	+	+	+	+	+		+		+		L	TA
<i>Xolmis pyrope</i>									+	+	L	TA
<i>Zenaida auriculata</i>				+	+						L	TA
<i>Zonotrichia capensis</i>									+		L	TA

## CONSERVACION DE LAS CHARCAS DE HUENTELAUQUÉN

Las charcas o pozas mediterráneas tienen un marcado carácter temporal, constituyendo hábitats extremadamente frágiles y susceptibles de desaparecer debido a sus pequeñas dimensiones. Su reducido tamaño determina que su pérdida sea prácticamente indetectable y que no sean considerados prioritarios en los planes de conservación. Las pozas temporales proveen una variedad de servicios ecosistémicos tales como almacenamiento de agua, recarga de acuíferos subterráneos y constituyen focos para la mantención de una variedad de plantas y animales (Coulburn 2004, Carl & Blumenshine 2005). El hombre ha utilizado las charcas de múltiples formas. Así por ejemplo, en Huentelauquén algunas charcas fueron modificadas para proporcionar bebida al ganado o para “empozar” el agua para regadío. En el mediterráneo de Europa, las charcas fueron utilizadas para remojar el lino (Williams et al. 2001, Grillas et al. 2010). Hoy muchos de estos servicios han perdido su función utilitaria, pero mantienen valores ecológicos importantes, puesto que en muchos casos son los únicos puntos de agua en kilómetros a la redonda, y esto hace que albergen especies únicas (Williams 1987, Deil 2005) y atraigan a una multitud de otras especies, particularmente aves (Figura 6.10).

A pesar de su pequeño tamaño y aislamiento, el valor de las charcas temporales para la conservación de la biodiversidad de Huentelauquén es importante, porque ellas conforman una red de cuerpos de agua someros en el secano costero y dado su mayor productividad en relación a las áreas que están insertas (Mitsch & Gosselink 2000, Williams 2006), permiten albergar varias especies dependientes de hábitat acuáticos (e.g. anátidos y anfibios) dentro de una zona semiárida. Dichos humedales también proveen de recursos para especies adaptadas a condiciones méxicas (Williams 1987, Gibbons 2003), como pequeños roedores, reptiles, algunos carnívoros y varias aves migratorias (Zuleta & Piñones 2014). Dado que las charcas de Huentelauquén son parches húmedos temporales que contrastan con la vegetación semiárida que las rodea, ellas pueden ser consideradas como islas temporales y espaciales de alta productividad (Ebert & Balko 1984); por lo que su manejo y conservación debe considerar el carácter insular de estos ecosistemas.

Las charcas temporales proporcionan un ambiente sin peces, favorable para la reproducción y desarrollo de muchos animales, particularmente los anfibios que viven en los desiertos (Woodward 1983). Algunos sapos y salamandras son las más estudiadas al respecto (Colburn 2004). Las charcas temporales del secano de Huentelauquén albergan una importante población del sapo de rulo (*Rhinella arunco*) y del sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul*), que desarrollan parte de su ciclo biológico en estos pequeños cuerpos de agua (ver Figura 6.10). Varias especies de hábitat méxicos (e.g. aves) pueden ser dependientes de las charcas para la reproducción, el crecimiento de juveniles y la estabilidad de sus poblaciones a largo plazo (Wiggins et al. 1980, Joyal et al. 2001). En Huentelauquén las charcas son importantes para la reproducción de varias aves nativas como la perdicita (*Thinocorus rumicivorus*) y el pato jergón grande (*Anas georgica*), y como sitio de alimentación para numerosas aves migratorias como el playero de Baird (*Calidris bairdii*).



Aunque la mayoría de los vertebrados de la región no se reproducen regularmente en las charcas temporales, estos humedales proveen refugio, descanso y alimentos mediante la producción de plantas e invertebrados (De Graaf & Yamasaki 2001) que pueden subsidiar a las cadenas tróficas de las zonas áridas en que se insertan. Las charcas son sistemas impulsados por detritos que soportan diversas relaciones tróficas (Wiggins et al. 1980). La biomasa se exporta a las zonas circundantes cuando los anfibios e invertebrados metamorfosean en sus formas terrestres, extendiendo la Interacciones tróficas de la charca hacia el ambiente circundante. Como hábitats de reproducción y producción de anfibios e invertebrados, las charcas vernaes desempeñan un papel crítico en la dinámica metapoblacional de estos taxones a escala del paisaje (Semlitsch 2002, Babbitt et al. 2003).

Las charcas temporales de Chile a menudo ocurren en pastizales artificiales y en otras áreas alteradas como caminos de pisoteo de ganado (Deil et al., 2007), estanques de riego (San Martín et al. 1998) y canteras de grava (Ramírez et al. 1996), lo que resulta en una participación significativa de plantas alienígenas, particularmente europeas en las pozas vernaes chilenas. Este fenómeno también ocurre para las charcas temporales de California, donde se registran una alta frecuencia de plantas exóticas (Barbour et al. 2003, Gerhardt & Collinge 2003). El predominio de especies adventicias puede reflejar el grado de perturbación y amenazas en dichos hábitats. Además, es fundamental la protección de toda la superficie inundable de las charcas, incluso en períodos de sequías prolongados, ya que en ella existen semillas, huevos u otros propágulos de especies típicas de las charcas, y en estos suelos inundables, es donde se asientan las comunidades más típicas de los humedales temporales (Williams 1987)

Uno de los principales problemas para la conservación de las charcas temporales de Chile central, es el desconocimiento de la existencia, valores y servicios ecosistémicos de estos humedales. A pesar del aumento en la publicación de libros temáticos (e.g. Fariña & Camaño 2012, WCS Chile 2019), celebración de efemérides (e.g. Día de la gaviota) y de la participación ciudadana para la protección de los humedales, todavía ésta no se refleja en la política pública, debido quizás a la escasa investigación sobre estos particulares ecosistemas. Un aspecto crucial al respecto es la educación ambiental para generar interés en las comunidades y gobierno local para protección de estos humedales. La Vernal Pool Association en Massachusetts y muchos otros estados del este de los EE. UU. (Burne & Griffin 2005), han impulsado el desarrollo de planes curriculares que incluyen el estudio de las charcas vernaes y que a menudo utilizan el proceso de certificación (figura de protección legal) como una lección sobre la protección de los humedales. Obviamente falta mucho quehacer para la protección y conservación de las charcas temporales, aunque varias de ellas están protegidas dentro del Sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén, en la Región de Coquimbo, entre Pichidangui y Tongoy, existirían al menos 300 charcas, mientras que en toda la zona de Chile central no tenemos ninguna estimación al respecto. Su amplia distribución, hace muy difícil su protección, pero en algunas zonas como Huentelauquén tienen una alta concentración, por lo que sería posible conservarla bajo alguna figura de protección legal.

## CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio indican que el número de charcas temporales de Huentelauquén es alta. Estos humedales que se forman por las lluvias en depresiones naturales del secano, se distribuyen ampliamente por la zona, tienen un hidropériodo muy variable y son también diversos en términos geomorfológicos. Su biota característica está representada por 40 familias, 90 géneros y 107 especies de flora, así como por 9 órdenes, 20 familias, 31 géneros y 40 especies de Aves. Destacan dentro de estas taxa, algunos elementos endémicos propios de estos sistemas, como los crustáceos Conchostracos y algunas plantas palustres como *Juncus bufonius*, *J. capitatus* y *Limosella australis*. También, por su diversidad y abundancia, destacan los Anátidos y los Charadriiformes, que representaron el 42,5% de la riqueza de las aves vernaes. En términos de conservación, las charcas temporales albergan una importante población del sapo de rulo (*Rhinella arunco*) y del sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul*), que desarrollan parte de su ciclo biológico en estos pequeños cuerpos de agua. También las charcas son importantes para la reproducción de varias aves nativas como la perdicita (*Thinocorus rumicivorus*) y el pato jergón grande (*Anas georgica*), y como sitio de alimentación para numerosas aves migratorias como el playero de Baird (*Calidris bairdii*). Las charcas proveen varios servicios ecosistémicos como almacenamiento temporal de agua dulce, que son utilizados para riego y como abrevaderos para el ganado menor, así como nuevas oportunidades de educación y ecoturismo, que pueden utilizarse para fortalecer el capital natural y social de las comunidades rurales aledañas.

## AGRADECIMIENTOS

A Nickolas Bermudez por su apoyo en terreno y a Julio Salcedo de Universidad de Playa Ancha por realizar las mediciones físico-químicas de las charcas en el marco del proyecto FONDECYT 11160309.

## REFERENCIAS

Alfaro FM, Pizarro-Araya J & Flores GE (2016). Composición y estructura del ensamble de tenebriónidos epigeos (Coleoptera: Tenebrionidae) de ecosistemas continentales e insulares del desierto costero transicional de Chile. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1283-1291.

Alonso M (1998). Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica* 15: 1-176.

Alvarez M (2008). Diasporenbank und Ökologie der Vegetation temporärer Gewässer im Cholchol-Gebiet (9. Region, Chile). *J. Cramer, Berlin. Diss. Bot.* 407: 87 p.

Alvarez M, Ramírez C & Deil U (2008). Ecología y distribución de *Hydrocotyle cryptocarpa* Speg. en Sudamérica. *Gayana Botánica*. 65: 139-144.

Alvarez M, San Martín J & Deil U (2012). Nanism and ephemerism as reasons for a hidden abundance in vernal pool plants: the example of *Lepuropetalon spathulatum* in Chile. *Feddes Repertorium* 123: 55-66.

- Alvarez M & Deil U (2015). Vascular plant assemblages of ephemeral wetland vegetation along the Mediterranean-temperate gradient in Chile. *Gayana Botánica* 72: 177-191.
- Andreu AC (2014). Registro de la evolución de la inundación en lagunas y charcas temporales de Doñana. Documentos Técnicos del Equipo de Seguimiento de Recursos y Procesos Naturales. ICTS-Reserva Biológica de Doñana. Estación Biológica de Doñana (CSIC), España.
- Arroyo MTK, Marticorena C & Muñoz M (1990). A checklist of the native annual flora of continental Chile. *Gayana Botánica* 47: 119-135.
- Bagella S, Caria MC & Zuccarello V (2009). Small scale plant distribution in Mediterranean temporary ponds: implications for conservation. En: Fraga P (ed). *International Conference on Mediterranean Temporary Ponds. Proceedings & Abstracts*. Consell Insular de Menorca, p.121-128. Recerca, 14. Maó, Menorca.
- Bagella S & Caria MC (2012). Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies* 335: 69-76.
- Babbitt KJ, Baber MJ & Tarr TL (2003). Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1539-1552.
- Barbour MG, Solomeshch AI, Witham CW, Holland RF, Macdonald RL, Cilliers SS, Molina JA, Buck JJ & Hillman JM (2003). Vernal pool vegetation of California: variation within pools. *Madroño* 50: 129-146.
- Belk D (1998). Global status and trends in ephemeral pool invertebrate conservation: Implications for Californian fairy shrimp. In: Witham CW, Belk D, Ferren WR & Ornduff R (eds). *Ecology, Conservation and Management of Vernal Pool Ecosystems*, pp. 147-150. California Native Plant Society, Sacramento, USA.
- Bird MS & Day JA (2014). Wetlands in Changed Landscapes: The Influence of Habitat Transformation on the Physico-Chemistry of Temporary Depression Wetlands. *PLoS ONE* 9 (e88935): 1-13.
- Boix D, Gascón S, Sala J, Badosa A, Brucet S, López-Flores R, Martinoy M, Gifre J & Quintana XD (2008). Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiologia* 597:53-69.
- Bliss SA, Zedler PH, Keeley JE & Arroyo MTK (1998). A floristic survey of the temporary wetlands in the Mediterranean-climate region of Chile. In: McComb AJ & Davis JA (eds). *Wetlands for the Future*, pp. 219-228. Gleneagles, Adelaide, Australia.
- Brendonck L, Michels E, De Meester L & Riddoch B (2002). Temporary pools are not 'enemy-free'. *Hydrobiologia* 486: 147-159.
- Brown UR & Carpelan LH (1971). Egg hatching and life history of a fairy shrimp *Hrulliiincitn iinickini* Dexter (Crustacea: Anostraca) in a Mohave desert playa (Rabbit Dry lake). *Ecology* 62: 41-54.

- Burne MR & Griffin CR (2005). Protecting vernal pools: a model from Massachusetts, USA. *Wetlands Ecology and Management* 13: 367–375.
- Calhoun AJK, Walls TE, Stockwell SS & McColloug M (2003). Evaluating vernal pools as a basis for conservation strategies: a Maine case study. *Wetlands* 23: 70-81.
- Carl T & Blumenshine S (2005). Relationships among vernal pool invertebrate assemblages with habitat morphology and distribution. *BIOS* 76: 145-152.
- Casanova M, Salazar O, Seguel O & Luzio W (2013). *The Soils of Chile*. Springer Science+Business Media. Dordrecht, Germany.
- Castillo R & Robles M (2012). Geomorfología Costera de Huentelauquén y Ecotopos adyacentes. Informe Técnico. Universidad de La Serena y Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Cea A, Sánchez-Fernández L & Zuleta C (2013). Vegetación y Flora del Humedal Huentelauquén y Ecotopos Adyacentes. Informe Técnico, Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Cepeda-Pizarro J. (1989). Actividad temporal de tenebriónidos epígeos (Coleoptera) y su relación con la vegetación arbustiva en un ecosistema árido de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 62: 115-125.
- Cepeda J, Zuleta C & Osorio R (2000). Región de Coquimbo: Biodiversidad y Ecosistemas terrestres. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Cepeda-Pizarro J & Pola M (2013). Relaciones de abundancia de hexápodos terrestres en vegas altoandinas del desierto transicional de Chile. *Idesia* 31: 31-39.
- Cepeda-Pizarro J & Whitford WG (1989). The relationships between abiotic factors and the abundance patterns of soil microarthropods on a desert watershed. *Pedobiología* 33: 76-86.
- Cepeda-Pizarro J, Pizarro-Araya J & Vásquez H. (2005). Variación en la abundancia de Arthropoda en un transecto latitudinal del desierto costero transicional de Chile, con énfasis en los tenebriónidos epígeos. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 651-663.
- Céréghino R, Biggs J, Oertli B & Declerk S (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597: 1-6.
- Calhoun AJK, Mushet DM, Bell KP, Boix D, Fitzsimons JA & Isselin-Nondedeu F (2016). Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a ‘disappearing’ ecosystem. *Biological Conservation* 211: 3-11.
- Colburn EA (2004). Vernal pools: natural history and conservation. The McDonald & Woodward Publishing Company, Blacksburg, Virginia, USA.
- Collinson NH, Biggs J, Corfield A, Hodson MJ, Walker D, Whitfield M & Williams PJ (1995). Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74: 125-133.

- Danks HV (1987). *Insect Dormancy: An Ecological Perspective*. Biological Survey of Canada, Monograph Series No. 1, Ottawa, Canada.
- DeGraaf RM & Yamasaki M (2001). *New England Wildlife: Habitat, Natural History and Distribution*. University Press of New England. Hanover, NH, England.
- De León MT & Smith LM (1999). Behavior of migrating shorebirds at North Dakota Prairie Potholes. *The Condor* 101: 645-654.
- De los Ríos-Escalante P (2010). Crustacean zooplankton communities in Chilean inland waters. *Crustaceana Monographs* 12: 1-109.
- De los Ríos-Escalante P & Kotov A (2015). A checklist of Branchiopoda (Anostraca and Cladocera) of Chilean continental waters. *Zootaxa* 4027: 366-388.
- De los Ríos-Escalante P, Meruane J, Morales MC, Rudolph E, Fuentealba C & Boxshall G (2013). Zoogeography of Chilean inland water crustaceans. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41: 846-853.
- De Los Ríos P, Pizarro-Araya J, Alfaro, FM & Zuleta C (2019). First descriptions of aquatic crustaceans in coastal plains in northern Chile (Huentelauquen, 31°S, Coquimbo Region, Chile). *Crustaceana* 92: 73-81.
- Deil U (2005). A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands-a global perspective. *Phytocoenología* 35: 533-705.
- Deil U, Alvarez M & Paulini I (2007). Native and non-native species in annual grassland vegetation in Mediterranean Chile. *Phytocoenología* 37: 769-784.
- Domínguez E & Fernández HR (eds) (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 654 pp.
- Ebert T.A. & Balko M.L. 1984. Vernal pools as islands in space and time. In: *Vernal pools and intermittent streams*. Jain S & Moyle P (eds). pp. 90-101. University of California, Institute of Ecology, Publ. 28: 1-280.
- European Commission (2007). *Interpretation Manual of European Union Habitats*. Natura 2000, Nature and Biodiversity.
- Fariña JM & Camaño A (eds) (2012). *Humedales Costeros de Chile. Aportes Científicos a su Gestión Sustentable*. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Ferreira M, Wepener V & Van Vuren JH (2012). Aquatic invertebrate communities of perennial pans in Mpumalanga, South Africa: a diversity and functional approach. *African Invertebrates* 53: 751-768.
- Gajardo R (1994). *La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica*. Editorial Universitaria.

- Gerhardt F & Collinge SK (2003). Exotic plant invasions of vernal pools in the Central Valley of California, USA. *Journal of Biogeography* 30: 1043-1052.
- Gibbons JW (2003). Terrestrial habitat: A vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* 23: 630-635.
- Gómez-Rodríguez C, Díaz-Paniagua C, Serrano L, Florencio M & Portheault A (2009). Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* 43: 1179-1191.
- Gómez-Rodríguez C, Bustamante J, Díaz-Paniagua C (2010). Evidence of hydroperiod shortening in a preserved system of temporary ponds. *Remote Sensing* 2:1439-1462.
- Griffiths RA (1997). Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 119-126.
- Grillas P, Gauthier P, Yavercovski N & Perennou C (2004). Mediterranean temporary pools. Vol.1, Station biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc, France.
- Grillas P, Waterkeyn A, Bendonck L & Rhazi L (2010). Estanques Temporales Mediterráneos en el Mundo. En: Fraga P, Estaún I & Cardona E (eds). *Estanques Temporales Mediterráneos. Life Bases: Gestión y Conservación en Menorca*. Consejo Insular de Menorca. Instituto Menorquín de Estudios, pp. 23-40. Menorca, España.
- Haig SM, Mehlman DW & Oring LW (1998). Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology* 12:479-758.
- Hammer UT (1986). *Saline Lake Ecosystems of the World*. Kluwer Academic Publishers. Hingham, MA, USA.
- Hanowski J, Danz N & Lind J (2006). Response of breeding bird communities to forestry harvest around seasonal ponds in northern forest, USA. *Forest Ecology and Management* 229: 63-72.
- Hinton HE (1960). "A fly larva that tolerates dehydration and temperatures of -280° to +102°C" *Nature* 188: 336-337.
- Honorato R. (2000). *Manual de Edafología*. Ediciones Universidad Católica de Chile. Alfaomega grupo Editor S.A.
- Joyal LA, McCollough M & Hunter ML Jr. (2001). Landscape ecology approaches to wetland species conservation: a case study of two turtle species in Maine. *Conservation Biology* 15: 1755-1762.
- Keeley JE & Zedler PH (1998). Characterization and global distribution of vernal pools. In: Witham CW, Belk D, Ferren WR & Ornduff R (eds). *Ecology, Conservation and Management of Vernal Pool Ecosystems*. pp. 1-14. California Native Plant Society, Sacramento.
- Kirschner J, Rejdali M. & Drábková I (2004). A new *Juncus* of the section *Tenageia* from Morocco and Egypt. *Preslia* 76: 371-376.

- Luebert F & Pliscoff P (2006). Sinopsis Bioclimática y Vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Lukács BA, Gábor Sramkó G & Molnár A (2013). Plant diversity and conservation value of continental temporary pools. *Biological Conservation* 158: 393–400.
- Mitsch WJ & Gosselink JG (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25–33.
- MMA (2018). Lista de especies nativas según estado de conservación. Sitio web clasificación de especies silvestres. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile. (<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/>) [consulta: Diciembre 2018].
- Oberdorfer E (1960). Pflanzensoziologische Studien in Chile. Ein Vergleich mit Europa, J. Cramer, Weinheim. *Flora et Vegetatio Mundi* 2: 208 p.
- Oertli B, Biggs J, Ceréghino R, Grillas P, Jolye P & Lachavanne JB (2005). Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 535–540.
- Paskoff R (1993). Geomorfología de Chile Semiárido. Universidad de La Serena, Facultad de Humanidades. La Serena, Chile.
- Paton PWC (2005). A review of vertebrate community composition in seasonal forest pools on the northeastern United States. *Wetlands Ecology and Management* 13: 235–246.
- Pessacq P, Epele LB & Rogers DC (2011). A new species of *Lynceus* (Crustacea: Branchiopoda: Laevicaudata) from Patagonia, with comments on laevicaudatan systematics. *Zootaxa* 3043:25–32.
- Pietruszka RD (1980). Observations on seasonal variation in desert arthropods in central Nevada. *Great Basin Naturalist* 40: 292–297.
- Pinto-Cruz C, Molina JA, Barbour M, Silva V & Espírito-Santo MD (2009). Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiología* 634: 11–24.
- Ramírez C, San Martín C & Keim MI (1996). La vegetación espontánea del antiguo basural de Ovejería (Osorno, Chile). *Medio Ambiente* 13: 42–57.
- Ramírez C, San Martín C, Contreras D & San Martín J (1994). Estudio fitosociológico de la vegetación pratense del valle del río Chol-Chol (Cautín, Chile). *Agro Sur* 22: 41–56.
- Ramírez C & Alvarez M (2012). Flora y vegetación hidrófila de los humedales costeros de Chile. En: Fariña JM & Camaño A (eds.), *Humedales costeros de Chile: Aportes científicos a su gestión sustentable*, pp. 101–145. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Rivano S & Sepulveda P (1985). Las Calizas de la Formación Huentelauquén: Depósitos de aguas templadas a frías en el Carbonífero Superior-Pérmico Inferior. *Revista Geológica de Chile*. N° 25–26, pág. 29–38.

- Rogers DC, Schwentner M, Olesen J & Richter S (2015). Evolution, classification, and global diversity of large Branchiopoda. *Journal of Crustacean Biology* 35: 297-300.
- Rosenzweig M (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Russell KR & Hanlin HG (1999). Aspects of the ecology of worm snakes (*Carphophis amoenus*) associated with small isolated wetlands in South Carolina. *Journal of Herpetology* 33: 339-344.
- San Martín C & Alvarez M (2009). Floristic composition of anthropogenic seasonal wetlands in the coastal mountain range of Cautin, Chile. *Agro Sur* 37: 9-25.
- San Martín C, Ramírez C & Ojeda P (1998). La vegetación de lagunas primaverales en las cercanías de Temuco (Cautín, Chile). *Acta Botanica Malacitana* 23: 99-120.
- San Martín C, Pérez Y, Alvarez M, Salazar C & Ramírez C (2013). Diversidad vegetal de lagunas temporales en la estepa patagónica chilena noroccidental. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 41: 111-116.
- Sánchez-Carrillo S (2009). Hydrology and biogeochemistry of Mediterranean temporary ponds. En: Fraga P (ed). *International Conference on Mediterranean Temporary Ponds. Proceedings & Abstracts*. Consell Insular de Menorca. Recerca, 14. Maó, Menorca. pp.73-82. Menorca, España.
- Santana C, Pioli A & Alfocea G (2010). Las aves y los estanques temporales en Menorca. En: Fraga P, Estaún I & Cardona E (eds). *Estanques temporales Mediterráneos. Life Bases: Gestión y Conservación en Menorca*. Consejo Insular de Menorca. Instituto Menorquín de Estudios, pp. 23-40. Menorca, España.
- Scheffers BR, Harris JBC & Haskell DG (2006). Avifauna associated with ephemeral ponds on the Cumberland Plateau, Tennessee. *Journal of Field Ornithology* 77: 178-183.
- Sebastián-González E & Green AJ (2014). Habitat Use by waterbirds in relation to pond size, water depth, and isolation: Lessons from a restoration in Southern Spain. *Restoration Ecology* 22: 311-318.
- Semlitsch RD (2002). Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology* 16: 619-629.
- Silveira JG (1998). Avian Uses of Vernal Pools and Implications for Conservation Practice. In: Witham CW, Belk D, Ferren WR & Ornduff R (eds). *Ecology, Conservation and Management of Vernal Pool Ecosystems*. California Native Plant Society, Sacramento. pp. 92-106. USA.
- Simovich MA & Hathaway SA (1997). Diversified bet-hedging as a reproductive strategy of some ephemeral pool anostracans (branchiopoda). *Journal of Crustacean Biology*. 17: 38-44.
- Soomets E, Rannap R & Lõhmus A (2016). Patterns of assemblage structure indicate a broader conservation potential of focal Amphibians for pond management. *PLoS ONE* 11: 1-16 (e0160012).



Squeo F, Arancio G & Gutiérrez JR (Eds) (2001). Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Stone JS (1992). Vernal Pools in Massachusetts: Aerial Photographic Identification, Biological and Physiographic Characteristics, and State Certification Criteria. M.S. thesis, University of Massachusetts, Amherst, MA, USA.

Thorne RF (1984). Are California's Vernal Pools Unique? In: Vernal Pools and Intermittent Streams. Jain S & Moyle P (Eds), Institute of Ecology Pub. 28. pp. 1-8. California, USA.

WCS Chile (2019). Chile, País de Humedales. 40 Mil Reservas de Vida. Wildlife Conservation Society (WCS) Chile. Santiago, Chile.

Weir JS (1966). Ecology and zoogeography of aquatic Hemiptera from temporary pools in Central Africa. *Hydrobiology* 28: 123-128.

Wiggins GB, Mackay RJ & Smith IM (1980). Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 58: 97-206.

Williams DD (1987). *The Ecology of Temporary Waters*. Croom Helm London & Sidney / Timber Press, Portland, Oregon, USA.

Williams DD (1996). Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of North American Benthology Society* 15: 634-650.

Williams DD (1997). Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 105-117.

Williams DD (2006). *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press, New York, Oxford.

Williams P, Biggs J, Fox G, Nicolet P, Whitfield M (2001). History, origins and importance of temporary ponds. *Freshwater Forum* 17: 7-15.

Witham CW, Bauder ET, Belk D, Ferren WR Jr. & Ornduff R (Eds) (1998). *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems – Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society, Sacramento, CA. USA.

Woodward BD (1983). Predator-prey interactions and breeding pond use of temporary pond species in a desert anuran community. *Ecology* 64:1549-1555.

Zacharias I, Dimitrou E, Dekker A & Dorsman E (2007). Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology* 28: 1-9.

Zacharias I & Zamparas M (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 19: 3827-3834.

Zedler PH (1987). The ecology of southern California vernal pools: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Biology Report 85 (7.11): 1-136.

Zedler PH (1990). Life histories of vernal pool vascular plants. In: Ikeda DH & Schlising RA (eds). *Vernal Pool Plants-Their Habitat and Biology*. Herbarium CSU Chico, California, pp: 123-146. USA.

Zuleta C & Piñones C (2014). Riqueza y diversidad de aves en charcas temporales del mediterráneo semiárido de Chile central. XI Congreso Chileno de Ornitología. La Serena, Chile.

Zuleta C & Piñones C (eds) (2015). *Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana*. Ediciones Universidad de La Serena-Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile.

**Anexo 6.1:** Riqueza filética, formas de vida y Origen\* de la flora vascular ribereña y palustre de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia/Especie	Ar	Arb	Sub	SA	Cac	Hp	Ha	NAT	END	EXO
<b>Aizoaceae</b>										
<i>Carpobrotus aequilaterus</i>						X		X		
<i>Galenia pubescens</i>						X				X
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>							X			X
<b>Alliaceae</b>										
<i>Leucocoryne ixiodes</i>						X			X	
<i>Nothoscordum gramineum</i>						X		X		
<b>Amaryllidaceae</b>										
<i>Traubia modesta</i>						X			X	
<b>Anacardiaceae</b>										
<i>Schinus molle</i>	X							X		
<b>Apiaceae</b>										
<i>Cyclospermum laciniatum</i>							X	X		
<i>Eryngium coquimbanum</i>							X		X	
<i>Eryngium depressum</i>							X		X	
<b>Asteraceae</b>										
<i>Baccharis glutinosa (=B. pingraea)</i>						X		X		
<i>Baccharis linearis</i>		X						X		
<i>Baccharis paniculata</i>		X							X	
<i>Baccharis salicifolia</i>		X						X		
<i>Baccharis vernalis</i>		X							X	
<i>Bahia ambrosioides</i>		X							X	
<i>Centaurea melitensis</i>							X			X
<i>Chrysanthemum coronarium</i>							X			X
<i>Chuquiraga ulicina</i>		X							X	
<i>Cirsium vulgare</i>							X			X
<i>Cotula coronopifolia</i>						X				X
<i>Cynara cardunculus</i>						X				X
<i>Gamochoeta</i> sp										
<i>Haplopappus foliosus</i>		X							X	
<i>Haplopappus litoralis</i>		X							X	
<i>Helenium aromaticum</i>							X	X		
<i>Hypochaeris glabra</i>							X			X
<i>Hypochaeris scorzonerae</i>						X			X	
<i>Madia sativa</i>							X	X		
<i>Microseris pygmaea</i>							X		X	
<i>Pleocarpus revolutus</i>		X							X	
<i>Proustia cuneifolia</i>		X							X	

**Continuación Anexo 6.1:** Riqueza filética, formas de vida y origen\* de la flora vascular ribereña y palustre de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia/Especie	Ar	Arb	Sub	SA	Cac	Hp	Ha	NAT	END	EXO
<i>Pseudognaphalium cheiranthifolium</i>						X		X		
<i>Psilocarphus brevissimus</i>							X	X		
<i>Senecio bahioides</i>				X					X	
<i>Senecio farinifer</i>			X						X	
<i>Senecio fistulosus</i>						X		X		
<i>Senecio planiflorus</i>		X							X	
<i>Senecio</i> spp										
<i>Soliva sessilis</i>							X	X		
<i>Sonchus asper</i>							X			X
<i>Tessaria absinthioides</i>			X					X		
<i>Xanthium spinosum</i>							X			X
<b>Boraginaceae</b>										
<i>Cryptantha glomerata</i>							X		X	
<i>Heliotropium curassavicum</i>						X		X		
<i>Heliotropium stenophyllum</i>		X							X	
<i>Pectocarya dimorpha</i>							X		X	
<i>Plagiobothrys</i> spp										
<b>Brassicaceae</b>										
<i>Capsella bursa-pastoris</i>							X			X
<i>Hirschfeldia incana</i>							X			X
<b>Cactaceae</b>										
<i>Echinopsis chiloensis</i> spp skottsbergii					X				X	
<i>Eulychnia castanea</i>					X				X	
<b>Caesalpiniaceae</b>										
<i>Senna cumingii</i>		X							X	
<b>Callitrichaceae</b>										
<i>Callitriche</i> sp										
<b>Caryophyllaceae</b>										
<i>Cardionema ramosissimum</i>						X		X		
<i>Herniaria cinerea</i>							X			X
<i>Spergularia</i> sp										
<b>Chenopodiaceae</b>										
<i>Atriplex nummularia</i>		X								X
<i>Atriplex semibaccata</i>						X				X
<i>Atriplex suberecta</i>						X				X
<i>Sarcocornia fruticosa</i>						X		X		
<b>Convolvulaceae</b>										
<i>Convolvulus chilensis</i>						X			X	

**Continuación Anexo 6.1:** Riqueza filética, formas de vida y origen\* de la flora vascular ribereña y palustre de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia/Especie	Ar	Arb	Sub	SA	Cac	Hp	Ha	NAT	END	EXO
<i>Dichondra sericea</i>						X		X		
<b>Crassulaceae</b>										
<i>Crassula peduncularis</i>							X	X		
<b>Cupressaceae</b>										
<i>Cupressus macrocarpa</i>	X									X
<b>Cuscutaceae</b>										
<i>Cuscuta micrantha</i>							X		X	
<b>Cyperaceae</b>										
<i>Cyperus squarrosus</i>						X				X
<i>Eleocharis</i> sp										
<i>Isolepis cernua</i>							X			X
<i>Schoenoplectus californicus</i>						X		X		
<b>Dioscoreaceae</b>										
<i>Dioscorea humifusa</i>						X			X	
<b>Fabaceae</b>										
<i>Adesmia tenella</i>							X		X	
<i>Medicago polymorpha</i>							X			X
<i>Melilotus indicus</i>							X			X
<i>Otholobium glandulosum</i>	X							X		
<b>Frankeniaceae</b>										
<i>Frankenia chilensis</i>			X					X		
<i>Frankenia salina</i>			X					X		
<b>Geraniaceae</b>										
<i>Erodium botrys</i>							X			X
<i>Erodium cicutarium</i>							X			X
<i>Erodium moschatum</i>							X			X
<b>Haloragaceae</b>										
<i>Myriophyllum quitense</i>						X		X		
<b>Hemerocallidaceae</b>										
<i>Pasithea caerulea</i>						X		X		
<b>Hyacinthaceae</b>										
<i>Ozioroe biflora</i>						X		X		
<b>Iridaceae</b>										
<i>Calydorea xiphioides</i>						X			X	
<i>Sisyrinchium graminifolium</i>						X		X		
<b>Juncaceae</b>										
<i>Juncus acutus</i>						X		X		
<i>Juncus arcticus</i>						X		X		
<i>Juncus bufonius</i>							X	X		

**Continuación Anexo 6.1:** Riqueza filética, formas de vida y origen\* de la flora vascular ribereña y palustre de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia/Especie	Ar	Arb	Sub	SA	Cac	Hp	Ha	NAT	END	EXO
<i>Juncus</i> sp										
<b>Juncaginaceae</b>										
<i>Triglochin striatum</i>						X		X		
<b>Loranthaceae</b>										
<i>Tristerix aphyllus</i>						X			X	
<b>Lythraceae</b>										
<i>Lythrum hyssopifolium</i>							X			X
<b>Malvaceae</b>										
<i>Cristaria glaucophylla</i>						X			X	
<i>Malvella leprosa</i>						X		X		
<i>Sphaeralcea purpurata</i>						X		X		
<b>Marsileaceae</b>										
<i>Marsilea mollis</i>						X		X		
<i>Pilularia americana</i>						X		X		
<b>Myoporaceae</b>										
<i>Myoporum laetum</i>	X									X
<b>Myrtaceae</b>										
<i>Eucalyptus globulus</i>	X									X
<b>Mimosaceae</b>										
<i>Acacia saligna</i>	X									X
<b>Nolanaceae</b>										
<i>Nolana filifolia</i>		X							X	
<i>Nolana</i> sp										
<b>Nyctaginaceae</b>										
<i>Mirabilis prostrata</i>						X		X		
<b>Onagraceae</b>										
<i>Clarkia tenella</i>							X	X		
<i>Fuchsia lycioides</i>		X							X	
<i>Ludwigia peploides</i>						X		X		
<i>Oenothera acaulis</i>						X		X		
<b>Oxalidaceae</b>										
<i>Oxalis micrantha</i>							X	X		
<i>Oxalis perdicaria</i>						X		X		
<b>Plantaginaceae</b>										
<i>Plantago hispidula</i>							X		X	
<i>Plantago</i> cf. <i>rancaguae</i>							X		X	
<i>Plantago major</i>						X				X
<b>Poaceae</b>										
<i>Avena barbata</i>							X			X

**Continuación Anexo 6.1:** Riqueza filética, formas de vida y origen\* de la flora vascular ribereña y palustre de las charcas temporales de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

Familia/Especie	Ar	Arb	Sub	SA	Cac	Hp	Ha	NAT	END	EXO
<i>Bromus berteruanus</i>							X	X		
<i>Bromus madritensis</i>							X			X
<i>Deschampsia danthonioides</i>							X	X		
<i>Distichlis scoparia</i>						X		X		
<i>Gastridium phleoides</i>							X			X
<i>Hordeum murinum</i>							X			X
<i>Hordeum</i> sp										
<i>Lolium perenne</i>						X				X
<i>Nassella</i> sp										
<i>Piptochaetium</i> sp										
<i>Polypogon monspeliensis</i>							X			X
<i>Schismus arabicus</i>							X			X
<i>Vulpia bromoides</i>							X			X
<b>Polygonaceae</b>										
<i>Chorizanthe vaginata</i>			X						X	
<i>Lastarriaea chilensis</i>							X		X	
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>		X						X		
<i>Polygonum maritimum</i>										
<b>Portulacaceae</b>										
<i>Cistanthe arenaria</i>							X	X		
<i>Cistanthe coquimbensis</i>							X		X	
<b>Primulaceae</b>										
<i>Anagallis arvensis</i>							X			X
<b>Scrophulariaceae</b>										
<i>Limosella australis</i>							X	X		
<b>Solanaceae</b>										
<i>Lycium chilense</i>		X						X		
<i>Nicotiana glauca</i>	X									X
<i>Solanum maglia</i>						X		X		
<i>Solanum pinnatum</i>			X						X	
<b>Tecophilaeaceae</b>										
<i>Conanthera campanulata</i>						X			X	
<b>Tropaeolaceae</b>										
<i>Tropaeolum majus</i>						X				X
<b>Verbenaceae</b>										
<i>Glandularia sulphurea</i>						X		X		
<i>Phyla canescens</i>						X				X
<b>Violaceae</b>										
<i>Viola pusilla</i>							X		X	

## VII. VULNERABILIDADES de los Humedales Costeros de Coquimbo

Manuel Contreras-López<sup>1</sup> & Carlos Zuleta Ramos<sup>2</sup>

1. Universidad de Playa Ancha, Departamento de Computación e informática.
2. Universidad de La Serena, Departamento de Biología.



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación.  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 183-221 (2018).  
Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.





## CAPÍTULO 7: VULNERABILIDADES de los humedales costeros de Coquimbo

**Manuel Contreras-López<sup>1</sup> & Carlos Zuleta Ramos<sup>2</sup>**

1. Universidad de Playa Ancha, Departamento de Computación e Informática. 2. Universidad de La Serena, Departamento de Biología.

**RESUMEN:** Las vulnerabilidades de los humedales costeros de la región de Coquimbo pueden ser fenómenos naturales de origen geológico, hidrológico y atmosférico, tales como: terremotos y tsunamis, marejadas, inundaciones, desecación por aumento de temperatura, disminución de precipitaciones o sequías prolongadas. También existen amenazas de origen antrópico como la desecación o relleno de los humedales o el vertimiento de contaminación en ellos. En el contexto de cambio climático contemporáneo, los humedales costeros pueden ser también vulnerables al alza del nivel del mar, cambios en el oleaje incidente y la frecuencia de marejadas.

El tamaño y localización de los humedales costeros, así como su conectividad estructural, configuran las vulnerabilidades biofísicas de estos ecosistemas para mantener sus funciones y servicios ecosistémicos. Otros atributos del sistema como los estados de conservación, endemismos, riqueza y rareza de las especies, así como la presencia de especies introducidas e invasoras, reflejaría las vulnerabilidad ecológicas de los humedales costeros de Coquimbo.

El objetivo de este capítulo es identificar las principales vulnerabilidades naturales derivadas del cambio climático contemporáneo que pueden estar afectando a los humedales costeros de la región de Coquimbo, estimando algunas tendencias que ayudarían a comprender la velocidad en que estas amenazas se encuentran afectando a estos importantes biotopos. Posteriormente se busca comprender las principales vulnerabilidades físicas, geofísicas, biológicas y climáticas de estos humedales costeros.

## INTRODUCCION

El litoral de Chile central es una de las zonas costeras más intervenidas y antropizadas del país. Al mismo tiempo, se prevé que es una de las áreas más vulnerables al cambio climático contemporáneo de Chile (MMA 2016). Emplazada en el límite entre una región de clima estepárico costero o semiárido, donde se encuentran el humedal de La Boca, y un clima templado mediterráneo, donde se encuentran humedales como el estero Quilimarí. Como efecto temprano del cambio climático, este límite climático parece estar desplazándose hacia el sur, generando una transformación de todo el clima de esta zona: una disminución de las precipitaciones y un aumento de la temperatura ambiente (Contreras-López et al. 2017b).

Debido a las condiciones geológicas, los procesos tectónicos y sísmicos, en el litoral de Chile central se encuentran condiciones favorables para la formación de humedales costeros y sistemas dunarios. Estos ambientes cumplen varias funciones ecológicas (Figueroa et al. 2009) y son disipadores de energía, por lo que cumplen una función clave en la mitigación de eventos extremos de oleaje y anomalías del nivel del mar. Los humedales costeros de Chile central son ambientes extremadamente dinámicos y frágiles, cuya existencia se encuentra condicionada por una gran variedad de factores naturales y antrópicos, entre los que se cuentan la variabilidad hidrológica y climática, el alto contenido energético litoral, la variabilidad en la disposición de sedimentos, la sismicidad y los procesos tectónicos de la costa chilena, que generan cambios morfológicos mayores en los sectores costeros. Esta combinación tan particular sólo tiene referentes similares en algunos sectores de Sudáfrica, Australia (Cienfuegos et al. 2012) o Nueva Zelanda (Nichol et al. 2007).

La Región de Coquimbo se ubica en la zona semiárida del oeste de Sudamérica, al sur del desierto de Atacama, el más árido del mundo. Esta región se extiende desde los 29°40'S hasta los 32°10'S, abarcando un área de 40.462 km<sup>2</sup>, equivalentes al 5,3% del territorio nacional (Sánchez & Morales 1998) y es considerada una zona de importancia mundial para la conservación de la biodiversidad de ambientes mediterráneos terrestres y acuáticos (Cárcamo et al. 2011, Thiel et al. 2007). La vida vegetal y animal presenta una gran diversidad y desarrollo excepcional en sus diferentes ecosistemas. La flora es un elemento destacado en la Región de Coquimbo (Squeo et al. 2001), donde su alto endemismo y riqueza son uno de sus rasgos distintivos. Desde el punto de vista climático, la Región de Coquimbo se encuentra en una transición entre clima mediterráneo desértico y semidesértico (Novoa & López 2001), con diferentes matices: húmedo y nuboso en el litoral, y estepario cálido en el interior. La zona costera se caracteriza por la presencia de una alta humedad (85%) y mucha nubosidad (principalmente en las mañanas), con temperaturas muy moderadas; con una media anual de 14,7°C (La Serena) y una oscilación térmica diaria que no sobrepasa los 6°C (Novoa & López 2001). La precipitación promedio de la zona alcanza 130 mm anuales, permitiendo el crecimiento de las plantas nativas, que con el aporte de las neblinas y la geografía resultan en una flora y vegetación únicas en Chile.

La vulnerabilidad de los sistemas naturales-humanos es uno de los elementos centrales de la investigación en sustentabilidad (Turner et al. 2003). Se han realizado acercamientos al análisis de la vulnerabilidad de los sistemas biológicos a partir de conceptos como fragilidad y estabilidad. A nivel de especies, un concepto que puede ser utilizado para determinar la vulnerabilidad, es la rareza de las especies (Kattan 1992). Este concepto por si mismo incluye al menos tres factores ecológicos: la distribución geográfica, la especificidad del hábitat y el tamaño de las poblaciones. A nivel de comunidades la vulnerabilidad partiría del análisis de características ecológicas de las diferentes especies, tomando en cuenta factores como susceptibilidad a la exposición, sensibilidad a un estresor particular (impacto) y potencial de recuperación de cada una de las especies.

En su sentido más amplio, la vulnerabilidad de un sistema es la propensión a sufrir daño. Más específicamente, se refiere a la sensibilidad de un sistema a sufrir modificaciones en su estado de equilibrio dinámico, alterándolo en su estructura o funciones. Estas alteraciones pueden ser reversibles o irreversibles (e.g., pérdida de biodiversidad, evento catastrófico), efectos que dependen tanto de las características propias del sistema (e.g., resistencia, resiliencia, atributos de las especies) como de la naturaleza, la magnitud y la temporalidad de las fuerzas externas que actúan sobre ellos. En sentido ecológico, la vulnerabilidad se entiende como la propensión interna de un ecosistema o de algunos de sus componentes a verse afectado por una amenaza, es decir, a sufrir daño ante la presencia de determinada fuerza o energía con potencial destructivo. En ecología, la vulnerabilidad y sus contrapartes (e.g., resiliencia y resistencia) han sido relacionadas tradicionalmente con los mecanismos de autorregulación, particularmente aquellos que tienen que ver con la dinámica de comunidades, poblaciones, ciclos de nutrientes y procesos de productividad o flujos de energía (Holling 1973, Aber & Melillo 2001).

La Región de Coquimbo alberga una red de humedales costeros de distintos tipos y tamaños, localizados a lo largo de toda la franja litoral de la región (norte, central y sur) tales como: lagunas costeras, esteros, playas de variados tamaños, charcas temporales y una extensa costa rocosa (ver Capítulo 1). Estos humedales se localizan en bahías, desembocaduras de ríos y esteros, y para el caso de las charcas temporales en zonas planas de suelos arcillosos (ver Capítulo 6). La mayoría de los humedales costeros se alimentan tanto de aguas marinas como continentales (ver Capítulo 2). Todos los humedales son de propiedad privada o mixta (en la mayoría de los casos la franja costera es bien nacional de uso público y aguas arriba es privado) (CONAMA 2006). A continuación se revisaran algunas vulnerabilidades de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y las tendencias asociadas a los impactos esperables del cambio climático para la región, y a partir de ellas buscaremos establecer algunas amenazas asociadas.

## **VULNERABILIDADES GEOFISICAS**

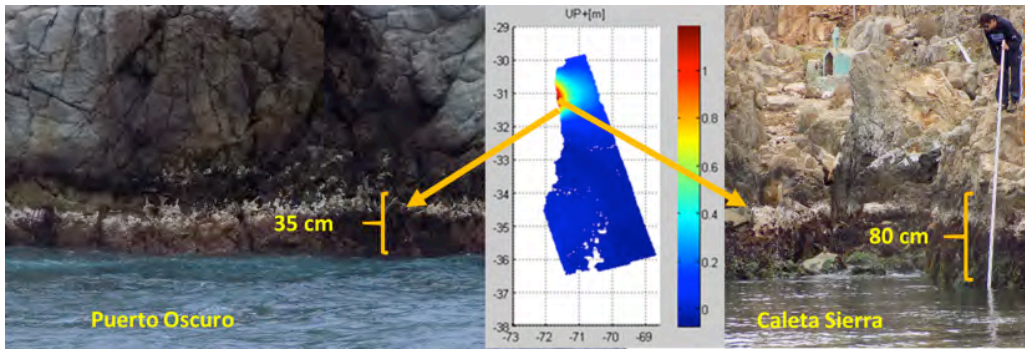
Cuando se analizan los efectos del cambio climático en las zonas costeras y los humedales costeros, la primera imagen que surge es la inundación de terrenos litorales bajos debido al alza del nivel del mar. Existen 57 pequeños estados islas

con gran parte de su territorio a nivel del mar (UN 2015) y también existen muchas grandes ciudades puertos, repartidas a lo largo del planeta, como Mar del Plata (Brooks et al. 2006) y Guayaquil (Hallegatte et al. 2013), que se han identificado como vulnerables ante un alza del nivel del mar. Así, potencialmente muchas localidades costeras en terrenos bajos en la región de Coquimbo también podrían estar bajo amenaza de inundación debido al alza del nivel del mar, en particular los humedales costeros. Sin embargo, en el litoral de la región de Coquimbo, los procesos sísmicos y tectónicos generan cambios mucho más importantes y rápidos sobre el nivel del mar: dentro del ciclo sísmico, los movimientos cosísmicos (durante terremotos) e intersísmicos (entre terremotos) se traducen en solevantamiento o subsidencia costera.

Esta zona de subducción tiene una de las más importantes actividades sísmicas del planeta (Giesecke et al. 2004) y una activa deformación vertical de la corteza terrestre con importantes variaciones espaciales, que parecen responder a la segmentación sísmica presente (Montecino et al. 2017). Por ejemplo, el terremoto de Illapel Mw 8,4 del 16 de septiembre de 2015, produjo levantamientos al sur de Punta Lengua de Vaca, y hundimientos en su entorno, del orden de decímetros (Barnhart et al. 2016). En la Figura 7.1, se muestran las marcas de biota muerta (línea blanca) que son producidas por el levantamiento del terreno. Se trata de especies submareales, que debido al levantamiento quedan descubiertas en las mareas bajas, provocando su muerte (Quezada et al. 2010, Castilla 1988). Estas marcas señalan un levantamiento de 35 cm en Puerto Oscuro y de aproximadamente 80 cm en Caleta Sierra. Estos valores se condicen con el mapa de deformaciones de superficie estimados a partir del radar interferométrico de apertura sintética (InSAR), mostrado en el centro de la Figura 7.1.

Por otro lado, la tendencia de largo plazo de registros mareográficos costeros permite estimar las tasas de cambio del nivel medio del mar (NMM) en el litoral. Se espera que, como efecto del cambio climático durante el Antropoceno, las pendientes de estas tendencias sean positivas y de esta forma se constata el alza del NMM. Las pendientes de estas tendencias de largo plazo, corresponden a una estimación de las tasas de cambio. Así, la evolución mensual que ha experimentado el NMM en Coquimbo (Figura 7.2) durante los últimos 36 años, indica una leve tendencia negativa de  $-0,03 \pm 0,03$  cm/año (Contreras-López et al. 2017a). Es decir el nivel del mar estaría disminuyendo (o permaneciendo estable) y no subiendo como es de esperar para la mayoría de las zonas costeras (Nicholls & Cazenave 2010).

El NMM experimenta cambios debido a la fluctuación del volumen total de los océanos, que a su vez se explica por las variaciones en la temperatura del planeta. El factor más importante que explica el aumento reciente del NMM es la expansión térmica del mar, responsable del 80% de la variación observada en los últimos 110 años (Church et al. 2011). Otros aportes son el cambio en la masa de los glaciares continentales (15%) y fenómenos indirectos como las variaciones en la distribución media de los campos de presión atmosférica, vientos y corrientes superficiales (IPCC 2014). Adicionalmente, el NMM experimenta fluctuaciones cíclicas irregulares, siendo el fenómeno ENOS el principal responsable (Enfield & Allen 1980), fluctuación que se aprecia claramente afectó el NMM en Coquimbo en el período 1982-83.



**Figura 7.1:** Marcas de biota muerta (línea blanca) en Puerto Oscuro y Caleta Sierra producto del levantamiento cosísmico del terremoto del de septiembre 2015. En el centro se muestran las deformaciones de superficie estimados por InSAR al sur de Punta Lengua de Vaca.



**Figura 7.2:** Evolución del nivel medio del mar (NMM) estimado entre 1980 y 2016 a partir del registro mereográfico realizado por el SHOA en el puerto de Coquimbo.

De acuerdo con el IPCC (2014), el NMM mundial se elevó 0,19 (0,17 a 0,21) m en el período 1901-2010, y se espera que aumente entre 0,26 y 0,82 m entre 2081 y 2100. En Chile, uno de los escenarios conservadores de cambio climático para el año 2100 predice aumentos del NMM entre 0,2 y 0,3 m para distintas latitudes a lo largo del país, valores que son coincidentes con las tasas de incremento estimadas por la CEPAL (2011) y el informe del IPCC (Magrin et al. 2014). Utilizando modelos numéricos, Albrecht & Shaffer (2016) proyectan aumentos del NMM en la costa de Chile de 34 a 52 cm para el escenario RCP4.5, y de 46 a 74 cm para el escenario RCP8.5 a fines del siglo XXI.

Considerando lo anterior, las variaciones que experimenta el nivel medio del mar (NMM) en el litoral de la región de Coquimbo pueden ser explicadas por:

- El cambio climático: efectos de dilatación térmica en la columna de agua y aportes de agua provenientes del deshielo de los glaciares, casquetes de hielo y mantos de hielo polares (Cazenave & Nerem 2004, Church et al. 2010, 2013, Albrecht & Shaffer 2016).

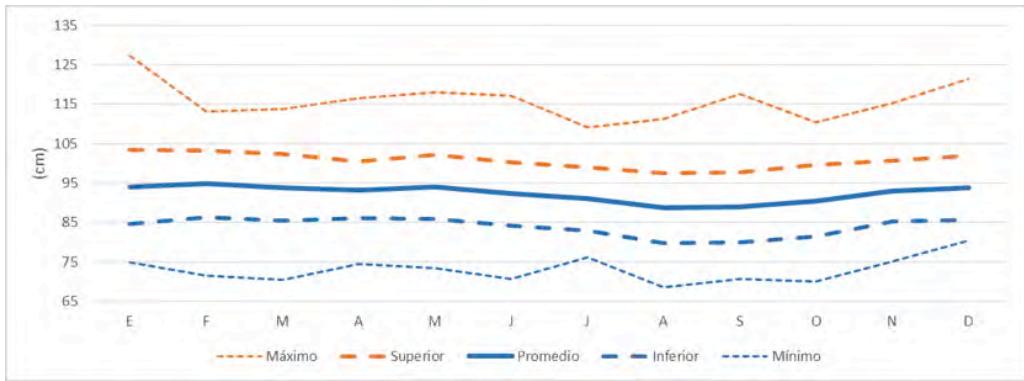
- Deformación vertical de la corteza terrestre asociada a la dinámica de interacción de las placas tectónicas en esta zona de subducción (Wyss 1976, Albrecht & Shaffer 2016, Montecino et al. 2017).

Así el NMM en el Puerto de Coquimbo, se encuentra disminuyendo aparentemente, porque la corteza terrestre se estaba deformando, en forma más rápida que el efecto de dilatación térmica, haciendo creer al instrumento (que se encuentra referenciado a la tierra) que el nivel del mar estaba bajando, pero en realidad era el instrumento que se estaba levantando más rápido (Contreras et al. 2012, Contreras-López et al. 2017a). Esta deformación de la corteza se puede asociar a la ocurrencia de grandes terremotos (Wyss 1976) y por lo tanto es normal esperarla para un registro que se realizó antes de la ocurrencia del terremoto Mw 8,4 del 16 de Septiembre de 2015 (Ye et al. 2016, Contreras-López et al. 2016).

El nivel del mar en la región de Coquimbo sufre además una pequeña fluctuación estacional de unos 5 cm, alcanzando un máximo en el mes de febrero y una altura promedio mínima en el mes de agosto (Figura 7.3). Esta aparente insignificante fluctuación es equivalente a un avance o retroceso en unos 15 años del efecto del cambio climático para el NMM en la zona (Contreras-López et al. 2017a) y se puede superponer a otros fenómenos como El Niño-Oscilación Sur (ENSO), que es capaz de modificar en algunas decenas de cm el NMM (Contreras et al. 2012) y las variaciones rítmicas semidiurnas asociadas a la marea astronómica que provocan cambios del orden de 1,3 metros en el nivel del mar entre la pleamar y la bajamar (SHOA 2016). Si esto se suma a la ocurrencia de una marejada, con olas superiores a 2 ó 3 m, los efectos pueden ser devastadores en la zona costera, tal como ocurrió en agosto de 2015 (Winckler et al. 2017) y sobrepasar los humedales costeros de la región.

El oleaje es el principal agente modelador de los procesos litorales en las costas abiertas de Chile central. Se caracteriza con parámetros estadísticos como altura significativa, dirección y período. El oleaje generado por el viento es un proceso altamente persistente, pero variable y que explica en gran medida la variabilidad de la superficie del océano. Las marejadas, bravezas de mar o temporales se definen como eventos de olas de gran altura formadas por fuertes vientos en el área oceánica o en condiciones locales y que se propagan fuera de la zona de generación llegando a las costas de Chile (Paskoff 2010). Estos eventos que se presentan con mayor frecuencia que otras catástrofes como terremotos y tsunamis, tienen la capacidad de producir diversos efectos dañinos sobre humedales costeros como inundación del cuerpo de agua, erosión de la anteduna o barra de arena protectora que usualmente está presente y la playa de arena donde se encuentra, entre otros. Así, al observar el tipo de sedimentos que conforman las playas y barras que separan a los humedales costeros del mar, su orientación y grado de exposición, es posible deducir algunos de los procesos asociados al oleaje que los afectan. En la Figura 7.4 se muestran dos casos que son ejemplificadores:

A) Humedal Salinas Chica, que se encuentra localizado en la cabeza de la Bahía de Tongoy, protegido del oleaje proveniente del suroeste por Punta Lengua de Vaca y del noreste por la península de Tongoy. Esto permite la acumulación de grandes



**Figura 7.3:** Estadígrafos sobre la estacionalidad del nivel medio del mar (NMM) en el Puerto de Coquimbo. Para cada mes del año, se muestra el promedio de 36 años de datos, los valores máximo y mínimo, así como las cotas del intervalo de confianza al 95%.

volúmenes de arena, conformando la denominada playa grande de Tongoy (Figura 7.7) que se extiende por 14 km, entre Puerto Aldea y Tongoy. En esta playa se distribuyen 3 humedales: Al oeste el humedal Pachingo, al centro las Salinas Grande o Los Litres y al este Salinas Chica. La barra de arena que separa al humedal del mar presenta claros signos de sobrepaso y erosión, al mismo tiempo, en la ribera del humedal es posible encontrar diversos residuos sólidos con signos de ser depositados por acción del oleaje en condiciones de pleamar. Es muy probable que una marejada intensa tenga la potencialidad de erosionar completamente la barra de arena (Martínez et al. 2018), uniendo el humedal con el mar en forma permanente, modificando completamente los parámetros de la columna de agua del humedal y eventualmente excluyendo especies que no toleren altas salinidades.

B) Humedal El Teniente, emplazado al sur del Punta Lengua de Vaca y completamente expuesto al oleaje del sur, de esta forma recibe permanentemente un oleaje energético que impide la acumulación de sedimentos livianos, conformando entonces una característica playa y barra de piedras y bolones. Esta barra seguramente tiene la capacidad de resistir marejadas más fuertes que una de arena, sin embargo, también muestra signos de erosión y sobrepaso, indicando que ha sufrido el embate de grandes marejadas en el último tiempo. Esto podría deberse al comportamiento del oleaje (Figura 7.5) previsto por el cambio climático contemporáneo para Chile central.

Molina et al. (2011) indican que en Chile central se habrían producido aumentos significativos de 10 cm en la altura y una alteración de  $12^\circ$  en la dirección del oleaje durante 20 años; variaciones que son también alteradas por el fenómeno ENSO. En lo relativo a predicciones, Molina et al. (2011) estima a partir de una extrapolación de datos históricos, que al año 2031 el clima medio de oleaje en condición normal de ENSO presentaría variaciones de hasta  $-22,6^\circ$  en las direcciones respecto a las condiciones medias actuales, mientras que en condiciones extremas de ENSO se presentarían variaciones de hasta  $-28,2^\circ$ . Por su parte, la CEPAL (2011), encuentra tendencias significativas para el aumento de las alturas medias mensuales al año

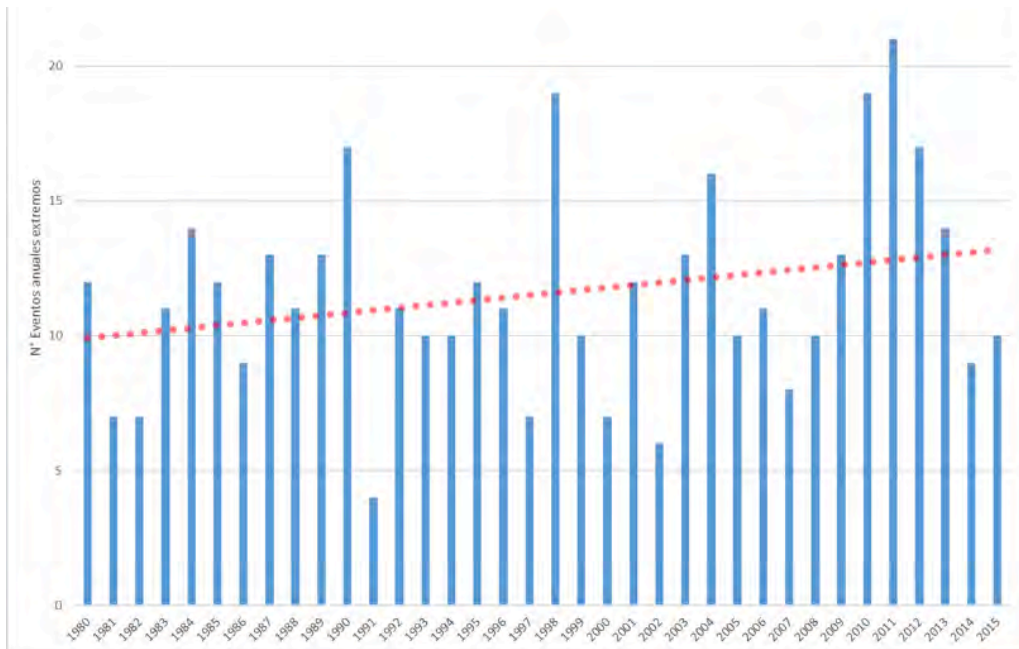


**Figura 7.4:** Efectos de las marejadas sobre los humedales costeros de Coquimbo. A) Humedal Salinas Chica, Tongoy. Destaca la acumulación de residuos sólidos y marcas de erosión por oleaje en la ribera oriental de la laguna. La ribera occidental en la barra de arena presenta también claros signos de erosión por oleaje, indicando que esta laguna es completamente inundada. B) Humedal El Teniente. Se aprecia una barra de bolones que responde a la exposición del oleaje impidiendo la acumulación de arena. Se destaca el sector sur que muestra claros signos de erosión y sobrepaso de la rompiente (Fotos de agosto 2017).

2070 entre 30 mm en la zona norte y central del país. Finalmente, Church et al. (2013, AR5) prevé aumentos del orden del 5% en la altura promedio del oleaje para la mayoría del territorio chileno.

Una falencia en los estudios de oleaje es la falta de un registro permanente del clima de las olas que arriban a nuestras costas (Beyá & Winckler 2013), como ocurre en países como España, Estados Unidos, Reino Unido y México, entre otros. Sin embargo, gracias al “Atlas de Oleaje para Chile” (Beyá et al. 2016), se disponen de 35 años de datos de oleaje reconstruido frente a las costas de Chile, particularmente para la Región de Coquimbo a la altura de Los Vilos. Estos datos pueden ser usados para comprender los cambios a largo plazo que se encuentra experimentando el oleaje. Por ejemplo, en la Figura 7.5, se muestra una estimación del número de marejadas anormales o extremas que han ocurrido frente a Los Vilos entre 1980 y 2015. Se puede apreciar un aumento del 30% en estos sucesos extremos: El número de marejadas anormales se estaría incrementando como efecto del cambio climático (Martínez et al. 2018) y por lo tanto su capacidad erosiva. De esta forma, los humedales costeros de la Región de Coquimbo, no se encuentran directamente amenazados por el alza del nivel del mar, pero sí por el incremento de las marejadas.





**Figura 7.5:** Número de marejadas anuales entre 1980 a 2015 estimadas frente a Los Vilos a partir del oleaje reconstruido por el Atlas de Olas para Chile.

Al igual que la erosión y sobrepaso provocado por marejadas extremas, los tsunamis son un fenómeno natural altamente destructivo y que revela la fragilidad y vulnerabilidad de los humedales costeros. Típicamente los tsunamis se desarrollan en océanos, siendo el océano Pacífico el cuerpo de agua que registra la mayor frecuencia de este fenómeno (Bryant 2008), alcanzando un 63% de los tsunamis conocidos (Levin & Nosov 2016). Los tsunamis se originan principalmente por terremotos, pero también pueden ser provocados por grandes deslizamientos de material al cuerpo de agua, actividad volcánica, impacto de asteroides y perturbaciones atmosféricas severas. Debido a su capacidad de propagación, los tsunamis pueden ser de fuentes cercanas o lejanas. En la región de Coquimbo se encuentran varios ejemplos de tsunamis de diferentes fuentes que la han afectado:

- Por un asteroide destaca el impacto Eltanin ocurrido 2,15 millones de años atrás en el mar de Bellinghausen, Antártica. Impacto que provocó un tsunami que afectó especialmente las costas de Chile (Weiss et al 2015).
- De origen sísmico y fuente cercana: julio de 1730 (Carvajal et al. 2017a), noviembre de 1922 (Bobillier 1926), septiembre de 2015 (Contreras-López et al. 2016).
- De Origen sísmico y fuente lejana: el terremoto de Tohoku, Japon, marzo de 2011 (Inazu & Saito 2013).
- De origen meteorológico: En la costa de Chile central, agosto de 2015 (Carvajal et al. 2017b).

En esta secuencia, se destaca que los fenómenos ocurridos en agosto 2015 de origen meteorológico y en septiembre del mismo año, de origen sísmico, afectaron prácticamente las mismas áreas y fueron de intensidad comparable (Rabinovich et al. 2017). Dichos eventos sirven para ilustrar la capacidad de resiliencia y vulnerabilidad de los humedales de la región. La discusión la focalizaremos en tres ejemplos:

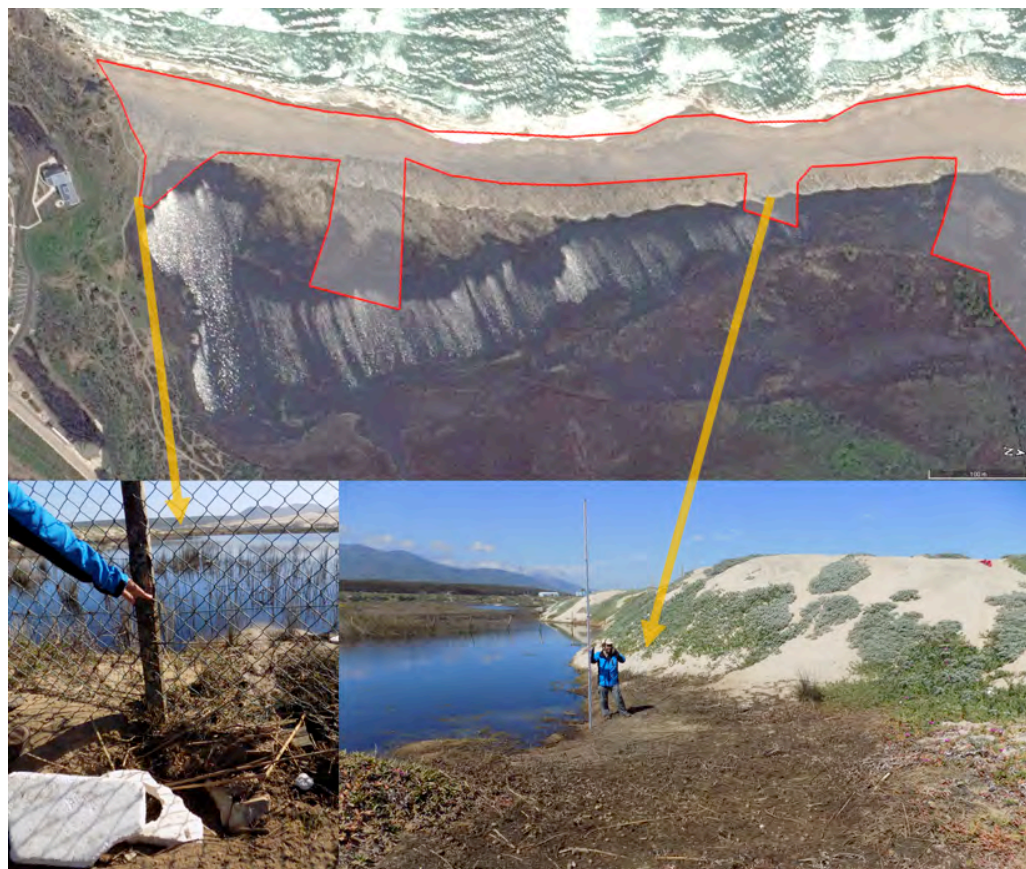
a) Sitio Ramsar N°1374 Laguna Conchalí, área protegida privada que al momento de recibir los impactos del tsunami de origen meteorológico (agosto) y sísmico (septiembre), contaba con una duna con cubierta vegetal, un cerramiento que impide el tránsito al interior del humedal parece contribuir al buen estado del sistema dunario. Este humedal resistió las ondas de tsunami y no mostró signos de degradación o pérdidas de funcionalidad (Figura 7.6). De esta forma, la Laguna Conchalí es un buen ejemplo de la capacidad de resiliencia que tiene un humedal en buen estado de salud.

b) Sitio Ramsar N° 2361 Bahía de Tongoy, los humedales Salinas Grande, Chica y Pachingo, que en la ocurrencia de estos eventos no contaban con una figura de protección y exhibían una severa intervención materializada a través de un camino costero emplazado sobre lo que debería ser una anteduna costera. Mediante tubos debajo del camino se intentó mantener la conexión del humedal con el mar, pero el arreglo rigidizaba la playa de arena y su relación con el aporte sedimentario. Esto facilitó que el tsunami de origen meteorológico de agosto de 2015 afectara severamente la playa y el terraplén del humedal, erosionándolos fuertemente. El tsunami de origen sísmico, ocurrido un mes después, que sobrepasó y arrasó con todos los humedales costeros de la zona, dañó severamente el camino, arrastrando los tubos centenares de metros desde su posición (Figura 7.7).

El humedal Pachingo destacaba por encontrarse completamente arrasado (Figura 7.8). Sin embargo 2 años después muestra claras señales de recuperación. Este es un ejemplo de restauración pasiva, donde la desaparición momentánea del camino costero en algunos tramos, parece haber propiciado que los aportes sedimentarios en conjunto con un período de importantes precipitaciones reconstruyan este y otras lagunas costeras del sector.

c) Humedal El Culebrón, emplazado en terreno urbano con fuertes presiones antrópicas, expresadas en rellenos, caminos, construcciones y otras estructuras que propician la pérdida de las funcionalidades de protección y resiliencia del sistema. En la Figura 7.9 se ilustra incluso el emplazamiento de un edificio de varios pisos sobre un relleno realizado en el humedal. La severa inundación del barrio Baquedano producto del tsunami de septiembre de 2015, habría sido mitigada en gran parte si el humedal no hubiera sufrido estas intervenciones que impidieron su rol de protección o mitigador de la energía del oleaje (Contreras-López et al. 2016).

Este es un ejemplo de cómo la intervención antrópica sobre un humedal puede afectar no sólo su capacidad de resiliencia, sino que además puede vulnerabilizar sectores urbanos que estarían naturalmente protegidos. En la Figura 7.10 se ilustran las intervenciones realizadas desde el año 2005 al 2017. En el 2005, el humedal presentaba 3 edificaciones en su ribera. Ya estaba completamente rodeado por una



**Figura 7.6:** Efecto del tsunami de septiembre de 2015 sobre el sitio Ramsar Laguna Conchalí. Arriba se muestra el área de inundación: se observaron cuatro puntos de conexión de las ondas de tsunami con el humedal, pero este no fue arrasado. Abajo, Izquierda. Marcas de la inundación sobre el cerco que delimita el perímetro del humedal y restos depositados por el tsunami. Se señala la altura de inundación alcanzada. Abajo, Derecha. Aspecto del humedal en uno de los puntos donde ingresó el tsunami (Fotografía tomadas en septiembre 2015).

línea ferroviaria, calles y avenidas que fragmentaban y rigidizaban las fronteras del humedal. En el 2014 ya se aprecia la construcción de un edificio sobre un terreno que fue rellenado. En julio de 2015, el humedal presentaba el doble de intervenciones que se aprecian en agosto del 2005, es decir en una década se duplicaron las intervenciones antrópicas. Todas, salvo el edificio construido, fueron arrasadas con el tsunami de septiembre de 2015, pero en diciembre de 2015, ya se aprecian las reconstrucciones. Durante el 2017, se aprecia el triple de estructuras que las que se encontraban en el 2005, muchas de las cuales se encuentran emplazadas al interior del estero El Culebrón.

### **VULNERABILIDADES BIOFISICAS**

El clima, las fuerzas hidrológicas, los procesos geológicos (por ejemplo, eólicas, glaciales y tectónicas), la actividad humana y otros procesos han dado forma al paisaje litoral de la Región de Coquimbo y a la formación de una variedad de



**Figura 7.7:** Efecto del tsunami de septiembre de 2015 sobre el humedal Pachingo y Salinas Grande en Tongoy. Arriba área de inundación. Se puede apreciar como el tsunami anegó completamente ambos humedales. Abajo, izquierda. Erosión sobre el camino costero producto del tsunami. Se puede apreciar como la playa desapareció completamente. Abajo, derecha. Uno de los tubos usados para mantener el flujo de agua entre el humedal y el mar debajo del camino costero, fue encontrado en la posición (E) mostrada en la figura, depositado en ese lugar por acción del tsunami. Su posición original (O) aproximada era la mostrada en la fotografía izquierda.

humedales costeros. Su tamaño y localización (ver Figura 1.3 & Tabla 1.6), así como su conectividad estructural, configuran las vulnerabilidades biofísicas de estos sistemas para mantener sus funciones y servicios ecosistémicos. Obviamente el tamaño del humedal es una característica importante del sistema, donde los humedales más grandes tienen mayor riqueza y diversidad de especies de aves que los humedales más pequeños (Figura 7.11). Sin embargo, los humedales pequeños de la Región también tienen una alta riqueza relativa de aves (ver Capítulo 5) y de otras especies como mamíferos y reptiles (ver Capítulo 3).

La distribución de los tamaños de humedales costeros de Coquimbo, su conectividad y área de la cuenca de captación, aborda de manera ilustrativa la importancia de los diferentes humedales individuales de la zona (ver Tabla 1.6). Cálculos simples muestran que una reducción en el área total de los grandes humedales (e.g. estuario del Río Limarí) obviamente tendría un efecto significativo sobre la biodiversidad de aves. Sin embargo, estos cálculos suelen sobrevalorar los grandes humedales y contribuir al prejuicio contra la importancia de los pequeños humedales. Así por ejemplo, el estuario del Río Choapa que es uno de los humedales más grande de la Región, presenta una riqueza de aves ligeramente mayor que los otros estuarios y humedales de la zona (Figura 7.11). En cambio, La Cebada es el humedal más pequeño de la Región, pero tiene una riqueza de aves importante y del orden de magnitud de humedales que lo duplican o triplican en tamaño. El área no es el único factor clave en biodiversidad. Algunos datos disponibles de Florida sugieren que los



**Figura 7.8:** Efecto del tsunami de septiembre de 2015 sobre el humedal de Pachingo. Arriba, estado después del tsunami: se puede apreciar la erosión y devastación causada por el tsunami que lo cubrió completamente. Abajo. Estado del humedal (mismo lugar) dos años después.

humedales grandes pueden ser menos diversos en anfibios (Moler & Franz 1987) y otros grupos de especies. Quizás los humedales grandes tienden a ser más estables y así contener una mayor abundancia y variedad de depredadores que regulan el sistema (Morin 1983, Wilbur 1987, Semlitsch et al. 1996).

Así los humedales pequeños contienen tanta o más diversidad que los humedales grandes, pero son más vulnerables a diversos factores antrópicos y climáticos, por lo que su pérdida a nivel regional ocasionaría una modificación en los procesos poblacionales, ecosistémicos y evolutivos. La consecuencia menos obvia de perder estos pequeños ecosistemas radica en los posibles cambios en la dinámica metapoblacional de los humedales restantes (Gibbs 1993): Hay dos efectos a considerar: (1) la reducción en el número o densidad de individuos que se dispersan y (2) el aumento de las distancias de dispersión entre los humedales. La pérdida o alteración de cualquier humedal, grande o pequeño, reduce el número total de sitios en los que la fauna pueda refugiarse, alimentarse y reproducirse.

Para los anfibios y algunas aves nidificantes la pérdida de los humedales pequeños pueden reducir el número de habitats para la reproducción, porque el reclutamiento juvenil está relacionado con un tamaño óptimo y un hidropériodo intermedio que favorecen el desarrollo y alimentación de las especies (Pechmann et al. 1989). Sin embargo, incluso en los mejores sitios, el fracaso reproductivo, para casi todas las especies aumenta la probabilidad de extinción local. Así, la pérdida de humedales pequeños podría reducir la densidad de las poblaciones y el número de juveniles

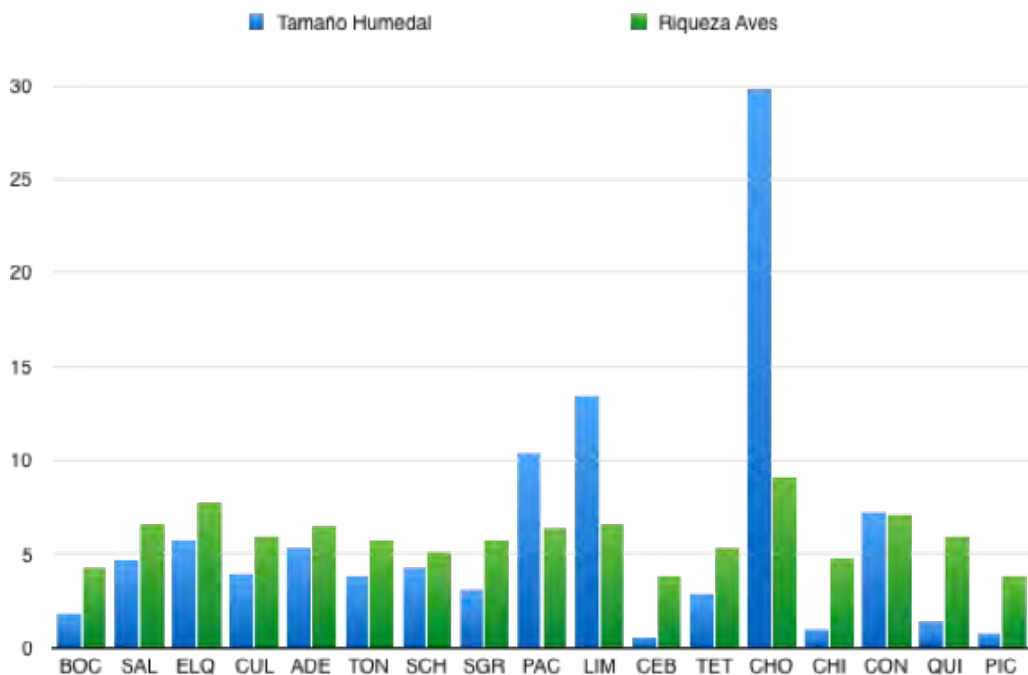


**Figura 7.9:** Efecto del tsunami de septiembre de 2015 sobre el estero El Culebrón. Arriba área de inundación: se aprecia como el tsunami sobrepasó completamente el álveo del humedal, inundando el sector de Baquedano en sus inmediaciones. Derecha, Torre Alta Mar, construida sobre terrenos ganados al humedal. Abajo. Residuos sólidos depositados por el tsunami en el humedal El Culebrón.



**Figura 7.10:** Evolución temporal de las intervenciones antrópicas en el humedal El Culebrón. Las edificaciones al interior del álveo son señaladas con los recuadros rojos.

dispersantes (Gibbs 1993). Los efectos de la reducción de la densidad de humedales, también se manifiestan por un aumento en la distancia entre humedales vecinos, que son fundamentales para diversos procesos poblacionales.



**Figura 7.11:** Relación (%) entre el tamaño de los humedales y la riqueza de aves nativas de los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

La distancia entre los cuerpos de agua, así como su conectividad estructural, configuran otro importante factor de vulnerabilidad físicas de los humedales para mantener su funcionalidad ecológica. La conexión estructural entre los humedales y la distancia que los separa entre sí, son importantes para los procesos de colonización y para las dinámicas de fuente-sumideros de las poblaciones. Así por ejemplo, los estuarios del Río Elqui, Río Limarí y Río Choapa, son los humedales más grandes (ver Figura 7.11) y con mayor riqueza de especies (ver Tabla 1.7) que se encuentran intercalados entre los humedales más pequeños. En particular, una reducción en la densidad de los humedales vecinos puede disminuir la probabilidad de que una población pueda ser “rescatada” de la extinción por una población fuente (sistema más grande) debido a las mayores distancias entre los humedales y a un menor número de reclutas disponibles (Brown & Kodric-Brown 1977, Gill 1978, Pulliam 1988, Gibbs, 1993).

La conectividad o grado de aislamientos (distancia y otros factores) de los cuerpos de agua, también juega un rol importante en la mantención y regulación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de los humedales costeros. El término “humedal aislado” (sensu Tiner 2003) puede ser definido desde el punto de vista geográfico, hidrológico y ecológico; considerando diferentes escalas en el espacio y el tiempo. El aislamiento geográfico es el más fácil de determinar ya que describe la posición de un humedal en el paisaje. Así un humedal aislado es un sistema completamente rodeado de tierras secas, suelos hídricos drenados, una comunidad

de plantas terrestres, suelos agrícolas o cualquier otro atributo mayoritario de la matriz del paisaje. Otras definiciones de humedales aislados requieren una evaluación de las interacciones hidrológicas (superficiales y subterráneas) y ecológicas del sistema (Tiner et al. 2002).

Los humedales aislados fueron denominados así porque no parecían estar vinculados a otros humedales o cuerpos de aguas a través de una conexión hídrica superficial definida. Sin embargo, muchos de estos “humedales aislados” están conectados hidrológicamente a otros cuerpos de agua, a través de conexiones subterráneas o por una corta o infrecuente conexión de agua superficial. Algunos tipos de humedales geográficamente aislados pero ampliamente distribuidos a nivel global, incluyen humedales de desiertos, charcas, humedales inundados temporalmente y aquellos creados por la actividad humana (e.g. tranques). En el paisaje costero árido de la Región, los humedales aislados son hábitats vitales para la fauna residente y migratoria (Tabla 1.7). Estuarios, lagunas costeras, salinas, playas y charcas de la Región, proveen un amplio suministro de alimentos y refugio que sostiene la vida silvestre de estos ecosistemas. Esta fuente de alimentos es fundamental para las aves acuáticas y aquellas que migran a través de la costa, así como para las especies que anidan en ellos (ver Capítulo 5).

Un elemento importante en el grado de aislamiento o conectividad estructural de los humedales costeros de la Región, lo constituye el área de la cuenca de captación (ver Tabla 1.6). Así los humedales más grandes (estuarios) tienen mayores áreas de captación (>3000 Km<sup>2</sup>) que los sistemas más pequeños como Salinas Chica, La Cebada y Pichidangui (Tabla 1.6), aumentando su vulnerabilidad a intervenciones antrópicas como naturales (e.g. sequías). La existencia de pequeños humedales aislados constituyen focos de biodiversidad que permiten que las aves y otras especies se dispersen en el paisaje árido de la costa, reduciendo así su vulnerabilidad a la depredación y enfermedades; y aumentando la probabilidad de éxito en la reproducción (Kantrud et al. 1989). La reproducción exitosa de las aves y otros taxa requiere la disponibilidad de una variedad de humedales porque no hay un solo sistema o cuenca que cubra todas sus necesidades durante la temporada de reproducción (Swanson & Duebbert 1989).

El análisis de las vulnerabilidades físicas de los humedales costeros de la Región, demuestra la importancia de los pequeños humedales en el mantenimiento de la diversidad de avifauna regional (ver Capítulo 5). Estos humedales también son valiosos para la conservación de la biodiversidad de otros taxa, porque un gran número de especies menos móviles que las aves o mamíferos, serían más afectados por la pérdida de humedales pequeños y una reducción de la conexión ecológica entre sus poblaciones, especialmente anfibios y reptiles que habitan en estos sistemas (ver Capítulo 3), de los cuales la mayoría presentan problemas de conservación.

Si el objetivo es mantener los niveles actuales de biodiversidad de especies en la Región de Coquimbo, los humedales pequeños no son prescindibles. En base en estos datos, las regulaciones ambientales deben proteger los humedales pequeños



hasta que se tengan a mano datos adicionales para comparar directamente la diversidad a lo largo de un rango de humedales de diferentes tamaños y grados de conexión estructural. Mas aún, sugerimos fuertemente que las estrategias de protección y conservación de los humedales costeros se enfoquen no solo en el tamaño del sistema, sino también la distribución local y regional de los humedales, para proteger la conexión ecológica y las dinámicas fuente-sumidero de las diferentes especies.

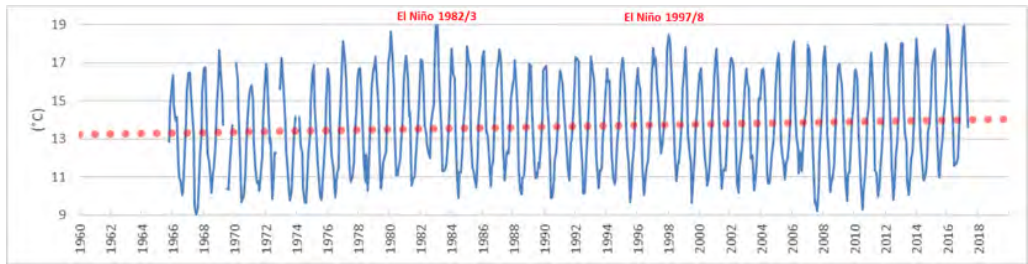
## **VULNERABILIDADES AL CAMBIO CLIMATICO**

En la zona semiárida de Chile existen patrones definidos con respecto a los cambios en las variables climáticas. Los datos históricos indican que las temperaturas máximas están aumentando en valles interiores y zonas precordilleranas. Mientras que en la costa la temperatura ambiente ha subido lenta pero progresivamente. En cambio, las temperaturas mínimas han registrado aumentos en todas las zonas (MMA 2016). Las precipitaciones exhiben un patrón similar (ver Capítulo 2). En zonas costeras existe una significativa disminución en los montos pluviométricos, lo cual podría generar consecuencias importantes en la agricultura y la biodiversidad, siendo el tramo entre el río Limarí y el río Aconcagua en que el estrés bioclimático será más severo (AGRIMED 2014, MMA 2016).

Con respecto a la temperatura ambiente, en la Figura 7.12 se muestra la evolución mensual de los promedios diarios de la temperatura entre 1965 e inicios de 2017. Se puede apreciar una marcada estacionalidad con una amplitud de unos 6°C entre la época invernal y estival. Se observa además la existencia de una tendencia lineal positiva, mostrando un incremento de casi 1 °C en los 51 años de análisis. Esto es un incremento superior a la media mundial, donde en 100 años se ha registrado un incremento del orden de 1°C (IPCC 2014), pero difiere de la tendencia a un enfriamiento local de otras localidades costeras de Chile central (Falvey & Garreaud 2009). Los eventos El Niño de los años 1982-83 y 1997-98 reflejan una marcada anomalía en la temperatura ambiental.

Esta tendencia de largo plazo en la temperatura ambiente de la Región, ha sido ampliamente discutida y comentada en la Tercera Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (MMA 2016), donde se analizaron un conjunto de factores que podrían definir la vulnerabilidad por regiones, concluyendo que las regiones del Centro y Norte de Chile están entre las más amenazadas. Para la región de Coquimbo, se consignan escenarios probables o muy probables de cambio climático con las siguientes amenazas asociadas: Disminución de precipitaciones, aumento de la temperatura, aumento del nivel del mar, aumento de la temperatura superficial del mar, inundaciones del borde costero, ocurrencia de sequías prolongadas, aluviones y marejadas. Varias de estas amenazas se relacionan directamente con los humedales costeros de Chile central (Contreras-López et al. 2017b).

Se espera que modificaciones en la temperatura generen cambios en el balance hídrico y las características ecoclimáticas de las hoyas hidrográficas de la zona (Aceituno et al. 1993, Andrade & Peña 1993, Novoa et al. 1995, 1996, Carrasco



**Figura 7.12:** Promedios mensuales de la temperatura ambiental registrada en la estación La Florida, La Serena, entre octubre de 1965 a Mayo de 2017. Se destacan los principales sucesos El Niño.

et al. 2005) con efectos diversos (i.e. alteración de regulación demográfica en vertebrados) sobre la biota del ecosistema (Arroyo et al. 1993, Contreras 1993, Jaksic 2001, Kappelle et al. 1999). Junto con la contaminación de acuíferos y los pasivos ambientales que genera el sector minero, constituyen los mayores riesgos para los humedales costeros de la Región (MMA 2014). Además como se proyecta un incremento en la incidencia de aluviones y crecidas de ríos y esteros, derivados de eventos extremos de precipitaciones en días con temperaturas elevadas (MMA 2014), la contaminación de los cursos de agua por relaves mineros en las principales cuencas de la Región, surge como una de las mayores vulnerabilidades para los humedales costeros de Coquimbo.

Con respecto a la temperatura superficial del mar, el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA), mantiene un registro diario en el Puerto de Coquimbo, que se mantiene casi ininterrumpido desde abril de 1982. Al ajustar una tendencia lineal (Figura 7.13), también se observa un aumento del orden de  $1^{\circ}\text{C}$  en la temperatura (en 34 años de registro). Sin embargo, existen varias incertidumbres que deben ser tomadas en cuenta: A) Hasta 1999 estos registros se llevaban manualmente consignando la temperatura 3 veces al día (mañana, medio día y tarde), promediando los resultados para obtener una estimación de la temperatura media diaria. En los últimos años, un sensor digital registra la temperatura cada una hora, este cambio de tecnología coincide con los registros promedios más altos de la serie. B) Tanto los registros durante los fenómenos El Niño más intensos (1982/1983 y 1997/1999) presentan varios datos faltantes que pueden estar alterando la tendencia real de la serie; y C) Estos registros costeros se contradicen con los análisis realizados para la superficie del océano a partir de sensores remotos (Falley & Garreaud 2009), que muestran en realidad una tendencia al enfriamiento local de la superficie del océano, explicada por la influencia de la corriente de Humboldt.

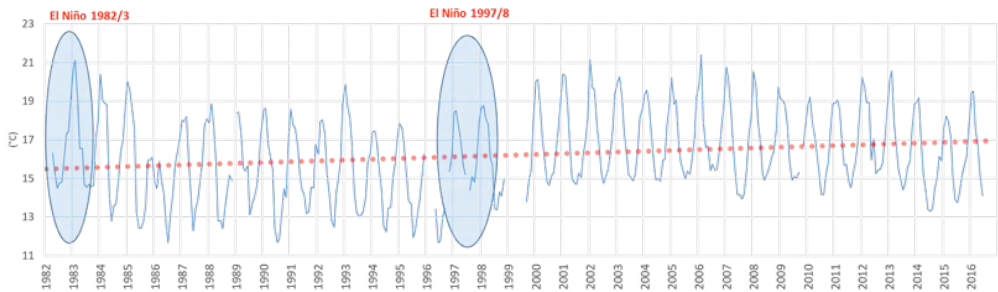
Este aumento de las temperaturas ambiente (Figura 7.12) y superficial del mar (Figura 7.13), disminución de las precipitaciones y cambio en la distribución de las lluvias en el sector costero de la Región (ver Figura 2.9), ha modificado la fenología y cobertura de las plantas anuales, al igual que la formación y prolongación de las charcas temporales que se forman en los llanos litorales del Choapa (Zuleta & Piñones 2015). La reducción en la duración y extensión de la cobertura vegetal, ha

ocasionado mortandades y una reducción creciente del ganado caprino, lo que ha derivado en una menor producción de quesos (León 2007), una de las principales actividades económicas de la zona semiárida de Chile Central. Asimismo, el efecto acumulado de las sequías que han afectado a la Región de Coquimbo por varias décadas, ha impactado en la agricultura de subsistencia. Dada su escasa posibilidad de recuperación y de acceso a créditos, como también de trabajadores agrícolas de temporada, las sequías recurrentes agravan aún más la pobreza crónica asociada al sector rural (Norero & Bonilla 1999).

Si a lo anterior le sumamos un manejo desregulado de los sitios de pastoreo, los impactos del cambio climático se intensifican aumentando no sólo la vulnerabilidad de los humedales costeros y ecotopos adyacentes, sino también de las poblaciones rurales. En la actualidad, el paisaje costero de la Región, en los meses más cálidos, está desprovisto de vegetación y dominado por suelos polvorientos. Ello ha ocasionado un cambio en las actividades económicas de la población local, un éxodo de jóvenes en búsqueda de mejores oportunidades de vida y un envejecimiento de las poblaciones residentes, configurado una crisis en relación a sus medios de vida, prácticas productivas y relaciones sociales (Salas et al. 2011).

Los humedales de la Región de Coquimbo presentan variaciones estacionales y anuales en su espejo de agua, observándose una relación directa entre los volúmenes de escorrentía superficial y las precipitaciones anuales (Contreras-López et al. 2017b), cuyas variaciones son notorias durante la ocurrencia del fenómeno El Niño-Oscilación Sur (ENOS). Durante los períodos ENOS, no sólo la extensión y profundidad del espejo de agua de los humedales varía considerablemente (1-2 m), sino también la abundancia y diversidad de la avifauna local, de manera similar a lo descrito para otros humedales costeros mediterráneos de Chile (Vilina & Cofré 2000, Vilina et al. 2002). Igualmente, la presión del cambio climático sobre los humedales costeros no sólo podría afectar la biodiversidad, sino también a los ecosistemas y comunidades humanas (Cepeda 2009). Por ejemplo, se pronostica que la disponibilidad de agua disminuirá en varios ecosistemas terrestres, lo que aumentará los procesos de aridización y desertificación (e.g., ecosistemas agrícolas y subúmedos), afectando negativamente la productividad y la biodiversidad de éstos (Raven 1987, Barnes 1988, Stouffer et al. 1989, Bazzaz 1990, Mooney et al. 1993).

El cambio climático podría ocasionar la reducción o desaparición de los pequeños humedales temporales que se forman en depresiones naturales a lo largo de la costa de la Región (ver Capítulo 6), particularmente en los llanos costeros del Choapa; lo cual ocasionaría cambios en la biodiversidad de aves migratorias que utilizan estas charcas como áreas de descanso y alimentación. También, varias especies de anfibios, reptiles y aves nativas, que utilizan las charcas temporales como zonas de reproducción y alimentación se verían afectadas. Conjuntamente, la desaparición de los humedales temporales, contribuiría a la extinción de conocimientos y tradiciones asociados a estos ecosistemas (Piñones et al. 2015), incrementando los procesos de erosión cultural que afectan a los actores sociales de los humedales costeros y a las escuelas presentes en la zona. Lo anterior disminuiría las percepciones de las personas a este fenómeno y debilitaría las capacidades de dichas comunidades para



**Figura 7.13:** Evolución de la temperatura superficial del mar frente a Coquimbo registrada entre 1960 y 2016. Se puede observar una marcada estacionalidad, una tendencia lineal y una perturbación asociada a la ocurrencia de El Niño 1982-83, pero no se observa algo similar para El Niño 1997-98.

adaptarse al cambio climático.

El efecto más estudiado del cambio climático sobre los ecosistemas es el desplazamiento de las comunidades y hábitats respecto de sus emplazamientos actuales (McDonald & Brown 1992, Murphy & Weiss 1992, Small 1999, Whipple et al. 1999, Alahunta & Luoto 2011). Además como la mayoría de los organismos acuáticos son ectotermos, hay rangos específicos de temperaturas que pueden tolerar durante un período prolongado, lo cual determina su distribución a nivel local y regional (e.g. Meisner 1990, Eaton & Scheller 1996, Burgmer et al. 2007, Haidekker & Hering 2007, Ohlberger et al. 2011). Por lo tanto, es razonable esperar cambios en la distribución de varias especies típicas de los humedales; pero la reducida movilidad (e.g. reptiles) y dispersión (e.g. peces) de algunos taxones haría que éstos fueran más afectados que otros (Meisner 1990, Chu et al. 2005, Ruesch et al. 2012). Muchas especies (e.g. aves) podrían desplazarse latitudinalmente por el sector litoral, pero las restricciones de la aridez y la topografía a la dispersión son permanentes, sobretodo si hay pérdida de conectividad entre los diferentes humedales costeros.

El cambio del suelo a sistemas productivos agrícolas y ganaderas en las cuencas de captación agrava la contaminación de los humedales costeros promoviendo la “eutrofización cultural” (Reed-Andersen et al. 2000), que genera una condición eutrófica que interactúa con las variables climáticas y otros factores que producen tensión (i.e. cambio del uso del suelo, eventos de sequía más frecuentes) por el cambio climático (Cepeda et al. 2009, Radinger et al. 2016). La dinámica de la población humana, particularmente su distribución en espacios urbanos, rurales y caletas, así como los tipos de actividad económica, afecta la vulnerabilidad de los humedales costeros al cambio climático, por el mayor consumo de agua, vertimientos y desechos en los cuerpos de agua (Hellman & Araya 2005). En general, la contaminación se trata como una variable de rápida ocurrencia y se asume que puede corregirse mediante restauración o tratamientos adecuados. Sin embargo, en muchas ocasiones esta se convierte en una situación de lenta corrección o irreversible por las condiciones sociales y políticas de cada sistema.

## VULNERABILIDADES ECOLOGICAS

En términos generales la vulnerabilidad de los sistemas naturales puede abarcarse desde el punto de vista ecológico, pues existen las herramientas teóricas y conceptuales para realizar dicha aproximación. Sin embargo la complejidad propia de los humedales hace necesaria una simplificación de estas aproximaciones con el fin de realizar una evaluación práctica y aplicable. Existen diferentes variables que podrían evaluarse como: los estados de conservación, riqueza y rareza de las especies (Meynell 2005). Así también otros atributos del sistema como endemismos, especies introducidas (Figura 7.14) e invasoras que reflejaría la vulnerabilidad de los ecosistemas acuáticos.

Respecto de las condiciones ecológicas de los humedales de Coquimbo, el clima y la orografía cumplen un papel importante en varios procesos que ocurren en ella. Así, producto del clima, la vegetación es mayoritariamente esteparia. Para la mayoría de las formaciones vegetales de la costa, el índice de diferencia normalizada de la vegetación es bajo ( $NDVI < 0,09$  Cabezas et al. 2007), existiendo un fuerte contraste vegetacional entre el sector estepario dominante y los hábitats asociados a cuerpos de agua o a sectores cultivados, configurándose un paisaje dotado de una matriz árida extensa, que encierra un conjunto de unidades espaciales menores (e.g. humedales, sectores cultivados) de características méxicas (Cepeda et al. 2000). Los cambios inducidos por el clima pueden alterar severamente la disponibilidad y calidad de dichos hábitats, debido a las altas temperaturas, la falta de oxígeno, reducción del flujo hídrico y/o interrupciones en la conectividad de los ecosistemas, y la biota de los humedales se verá afectada por tales cambios (Magoulick & Kobza 2003, Magalhaes et al. 2007, Crozier et al. 2008, Filipe et al. 2010).

La biodiversidad de los humedales costeros es alta en relación con la reportada para la Región de Coquimbo (Cepeda et al. 2000). Según la información disponible, la fauna de vertebrados está representada por 222 especies: 161 de Aves (Capítulo 5), 31 de Mammalia, 14 de Reptilia, 10 Peces y 6 especies de Amphibia (Capítulo 3). Así los humedales costeros constituyen focos de productividad y diversidad biológica, que en condiciones de variabilidad climática y sequías prolongadas, sirven también como refugios ecológicos para la biota (Morton et al. 1995, Sheldon et al. 2010). Los humedales costeros no sólo albergan una alta diversidad de vertebrados nativos, sino también un gran número de especies con problemas de conservación (ver detalles en Capítulos 3 y 5): De acuerdo a la RCE del MMA (2018) para Amphibia tenemos 4 especies (3 Vulnerables y una Casi Amenazada), para Mammalia tenemos 13 especies (2 Vulnerables, 2 Casi Amenazadas y 9 con Precaución Menor), para Peces tenemos 7 especies (5 Vulnerables y 2 con Precaución Menor) y para Reptilia tenemos 14 especies con problemas (2 Vulnerable, 3 Casi Amenazadas, 8 con Precaución Menor y una especie Fuera de Peligro). Para Aves, tenemos 26 especies catalogadas (ver Tabla 10.1) en la RCE (MMA 2018), pero si consideramos las aves migratorias, varias de las cuales tienen planes de conservación internacional (Senner et al. 2017), tendríamos al menos 38 especies de aves con problemas de conservación en los humedales costeros de la Región.



**Figura 7.14:** Mastozoofauna introducida en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes. A). Gato doméstico (*Felis catus*), B). Cabras (*Capra hircus*), C). Caballos (*Equus caballus*) y Vacas (*Bos taurus*), D). Perros (*Canis familiaris*), E). Ovejas (*Ovis orientalis*).

La progresiva disminución de la biodiversidad de los humedales registradas en las últimas décadas, son mucho mayores que las registradas en los ecosistemas terrestres (Ricciardi & Rasmussen 1999, Kernan et al. 2010). Esta pérdida ha sido atribuida principalmente a la destrucción del hábitat (Finkl & Makowski 2017) y a las especies invasoras (Gallardo & Aldridge 2013), y es probable que se intensifiquen bajo los efectos progresivos del cambio climático (Vorosmarty et al. 2010). Varias especies de vertebrados de los humedales de la Región son endémicos (27) para Chile Central y un grupo importante de la avifauna regional son especies migratorias (Luna 2005, ver Capítulo 5). Así, los humedales de la Región de Coquimbo albergarían las siguientes especies endémicas (MMA 2018): 4 de Amphibia (*Alsodes nodosus*, *Calyptocephalella gayi*, *Rhinella arunco* y *R. atacamensis*), 3 de Aves (*Cinclodes nigrofumosus*, *Nothoprocta perdicaria* y *Scytalopus fuscus*), 3 especies de Pisces (*Basilichthys microlepidotus*, *Cheirodon piscicolum* y *Odontesthes brevianalis*), 11 de Reptilia (ver Tabla 3.2) y 6 especies de Mammalia (*Abrocoma bennetti*, *Eligmodontia dunaris*, *Phyllotis darwini*, *Octodon degus*, *Spalacopus cyanus* y *Thylamys elegans*).

Por otra parte, el número de especies introducidas en los humedales de la Región es alta (26), lo que indica una fuerte alteración y deterioro de sus comunidades biológicas. Destacan en este grupo el caracol manzana (*Pomacea canaliculata*), la langosta azul (*Cherax tenuimanus*), la hierba del rocío (*Mesembryanthemum crystallium*) y el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) que han sido catalogadas como especies invasoras y que se encuentran en varios humedales de la Región (MMA 2015); los que junto con algunos vertebrados invasores (Tabla 7.1) como el sapo africano (*Xenopus laevis*), pueden ocasionar un desastre ecológico en estos ecosistemas, al depredar, competir y extirpar localmente a las especies nativas y endémicas (Cattan 2004, Lobos et al. 2013). Así, la fauna y flora endémica de los humedales de Coquimbo presentan una alta vulnerabilidad biológica debido a que enfrentan nuevos competidores, depredadores, especies introducidas e invasoras, que junto a la exposición a nuevas enfermedades (Marcogliese 2001) e interacciones bióticas cambiantes (Wenger et al. 2011), podrían restringir su dispersión y éxito reproductivo, provocando su extinción local en algunos humedales costeros de la Región de Coquimbo.

Además, la mayoría de la biota nativa y endémica de los humedales de la Región estaría espacialmente restringida a habitat húmedos en alguna etapa de su ciclo de vida, y por lo tanto, tendrían capacidades limitadas para enfrentar los cambios ambientales severos, como sequías prolongadas (Beche et al. 2009). La extinción local o cambios en la composición de algunas especies nativas en los humedales por efectos del clima y la introducción de especies invasoras, pueden conducir a importantes modificaciones en la riqueza, recambio de especies y ensamble de las comunidades (Woodward et al. 2010, Wenger et al. 2011). Feio et al. (2010) en un estudio de 15 años en humedales mediterráneos, observó que la variabilidad climática e hidrológica asociada, producía grandes cambios en la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados. También se ha documentado que la abundancia de peces nativos tiende a ser más baja durante los años de sequía y más alta durante los años húmedos (Magalhaes et al. 2007), lo que además puede ser acentuado por

**Tabla 7.1** Vertebrados introducidos registrados en los humedales costeros de la Región de Coquimbo y ecotopos adyacentes.

Orden	Familia	Especie	Nombre Común
Anseriformes	Anatidae	<i>Netta peposaca</i>	Pato negro
Anura	Bufoidea	<i>Xenopus laevis</i>	Sapo africano
Artiodactyla	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	Vaca
		<i>Capra hircus</i>	Cabra
	Camelidae	<i>Lama glama</i>	Llama
Carnivora	Canidae	<i>Canis familiaris</i>	Perro
	Felidae	<i>Felis catus</i>	Gato doméstico
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia
Galliformes	Odontophoridae	<i>Callipepla californica</i>	Codorniz
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Liebre
		<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus Bonariensis</i>	Mirlo
	Ploceidae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión
Perciformes	Cichlidae	<i>Australoheros facetum</i>	Chanchito
Perissodactyla	Equidae	<i>Equus asinus</i>	Burro feral
		<i>Equus caballus</i>	Caballo
Rodentia	Muridae	<i>Mus musculus</i>	Laucha doméstica
	Muridae	<i>Rattus norvegicus</i>	Guarén
	Muridae	<i>Rattus rattus</i>	Rata negra

las demandas de agua para uso humano (Slaughter & Wiener 2007).

Los cambios comunitarios en los humedales modifican las interacciones tróficas y los servicios ecosistémicos que prestan diferentes especies como las aves, que son polinizadores, dispersoras de semillas y/o controladoras de artrópodos y micromamíferos en dichos sistemas (Korpimäki & Krebs 1996, Sekercioğlu 2006, Wenny et al. 2011). Así, el clima, la disposición espacial de los humedales y las características biológicas de sus comunidades (diversidad funcional), afectaría la integridad y provisión de servicios ecosistémicos de los humedales de múltiples maneras, por ejemplo: 1) cambios en la distribución geográfica de varias especies; 2) cambios en la tasa de crecimiento poblacional, particularmente de aquellas especies con elevado potencial biótico (e.g. roedores); 3) extensión del período de crecimiento; 4) alteraciones de la sincronía fenológica de especies interactuantes (e.g., insectos-aves-cultivos); 5) cambios en las interacciones específicas y en las relaciones entre sistemas acuáticos y terrestres, y 6) aumento del riesgo de invasión de especies introducidas.



En resumen, los humedales costeros de la Región de Coquimbo albergan una conjunción de especies de flora (Capítulo 4) y fauna (Capítulo 3 y 5) de alto valor biológico, particularmente desde el punto de vista de la conservación, y que no están representadas en el SNASPE. Varias especies de fauna y flora presentan alta vulnerabilidad a diferentes tipos y grados de amenaza. También es importante destacar, que la Región de Coquimbo es una zona de transición para la biota en nuestro territorio, por lo tanto, constituye un límite natural para la distribución de varias especies típicas del norte y sur de Chile. Además, el cambio climático genera interacciones funcionales y recíprocas entre el sistema social y ecológico. Así las comunidades rurales asociadas a estos ecosistemas, enfrentan una crisis socioambiental que ha establecido y/o evidencia quiebres con las prácticas tradicionales, tensionando las expectativas históricas de la ruralidad, que vincula las variables sociales y culturales de las comunidades con la vulnerabilidad al fenómeno climático de los humedales mediterráneos semiáridos de Chile central. Esto humedales se encuentran emplazados en un hot-spot de biodiversidad (Arroyo et al. 2008) y que se ha reconocido como la más vulnerable frente al cambio climático para el año 2050 (Figura 7.15), a partir del análisis de los pisos de vegetación, y los cambios que sufrirán a partir del avance de la desertificación y la pérdida de ambientes que permitan sustentar las especies endémicas.

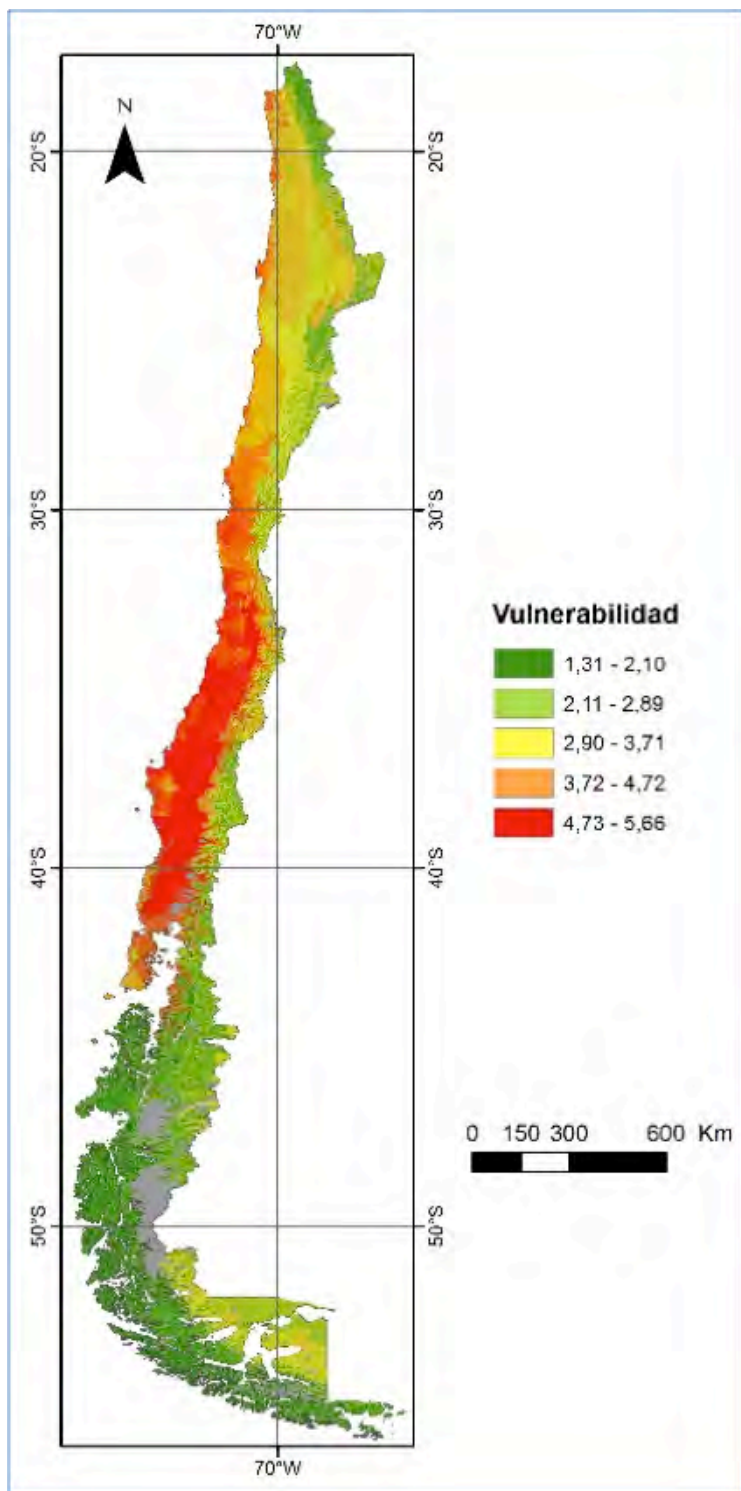
## **CONCLUSIONES**

La zona costera es uno de los ambientes más dinámicos del planeta, donde interactúan agentes meteorológicos, geológicos y oceánicos en distintas magnitudes y escalas espacio-temporales. La particularidad y relevancia de los humedales costeros explican la necesidad de considerarlos como un sector sujeto de análisis de vulnerabilidad frente a diferentes agentes naturales y antrópicos.

Los humedales costeros de la región de Coquimbo son ambientes extremadamente dinámicos y frágiles, cuya existencia se encuentra condicionada por una gran variedad de factores naturales y antrópicos, entre los que se cuentan la variabilidad hidrológica y climática, el alto contenido energético litoral, la variabilidad en la disposición de sedimentos, la sismicidad y los procesos tectónicos de la costa chilena, que generan cambios morfológicos mayores en los sectores costeros.

Las tendencias atribuibles al cambio climático contemporáneo que afectan los equilibrios de los humedales costeros de la región muestran: a) un incremento de la temperatura ambiente y superficial del mar, b) un aumento de la ocurrencia de marejadas extremas, c) una disminución del régimen de precipitaciones.

En un contexto de cambio climático, el conocimiento de los factores que afectan los procesos naturales de los humedales costeros de la Región de Coquimbo, son de fundamental importancia para resguardar la seguridad de los asentamientos humanos, preservar una biodiversidad endémica única, reducir los impactos de las obras costeras y garantizar la sustentabilidad en el tiempo de estos ambientes. Eventos recientes acaecidos en nuestro país, como los tsunamis 2010, 2014 y 2015 o los temporales de julio de 2013 y agosto de 2015, dejan en evidencia la vulnerabilidad de los humedales costeros y las tierras bajas en general.



**Figura 7.15:** Índice de Vulnerabilidad de Ecosistemas (pisos de vegetación) para Chile en el escenario 2050. Fuente: Santibáñez et al. (2013) y adaptado de MMA (2016).

## AGRADECIMIENTOS

Al Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA) que facilitó los datos del nivel y temperatura superficial del mar para el puerto de Coquimbo. Nuestra gratitud al Dr. Jorge Cepeda Pizarro, académico del Departamento de Biología por facilitar la fotografía de la portada de este capítulo.

## REFERENCIAS

Aber JD & Melillo JM (2001). *Terrestrial ecosystems*. 2nd edition. Harcourt Academic Press. San Diego. USA.

Aceituno P, Fuenzalida H & Rosenblüth B (1993). Climate along extratropical west coast of South America. En: Mooney HA, ER Fuentes & BI Krongberg (eds) *Earth System Response to Global Change*: 61-69. Academic Press, San Diego. 365 pp.

AGRIMED (Centro de Agricultura y Medio Ambiente) (2014). *Atlas del Cambio Climático en las Zonas de Régimen Árido y Semiárido: Regiones de Coquimbo, Valparaíso y Metropolitana (Chile)*. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 138 pp.

Alahunta J & Luoto HJ (2011). Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. *Journal of Biogeography* 38: 383-393.

Albrecht F & Shaffer G (2016). Regional Sea-Level Change along the Chilean Coast in the 21st century. *Journal of Coastal Research*, 32(6): 1322 – 1332, doi:10.2112/JCOASTRES-D-15-00192.1.

Andrade B & Peña H (1993). Chilean geomorphology and hydrology: response to global change. En: Mooney HA, ER Fuentes & BI Krongberg (eds) *Earth System Response to Global Change*: 101-113. Academic Press, San Diego. 365 pp.

Arroyo MTK, Armesto J, Squeo FA & Gutiérrez J (1993). Global change: flora and vegetation of Chile. En: Mooney HA, ER Fuentes & BI Krongberg (eds) *Earth System Response to Global Change*: 239-263. Academic Press, San Diego. 365 pp.

Arroyo MTK, Marquet P, Marticorena C, Simonetti J, Cavieres L, Squeo F, Rozzi R & Massardo F (2008). El Hotspot Chileno, prioridad mundial para la conservación. En: *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos*. Ministerio del Medio Ambiente, 2da. Edición. Santiago, Chile.

Barnes DM (1988). Is there life after climate change. *Science*, 242: 1010-1012.

Barnhart WD, Murray JR, Briggs RW, Gomez F, Miles CP, Svarc J, Riquelme S & Stressler BJ (2016). Coseismic slip and early afterslip of the 2015 Illapel, Chile, earthquake: Implications for frictional heterogeneity and coastal uplift. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 121(8): 6172-6191.

Bazzaz FA (1990). The response of natural ecosystems to the rising CO<sub>2</sub> level. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 167-196.

Beche LA, Connors PG, Resh VH & Merenlender AM (2009). Resilience of fishes and invertebrates to prolonged drought in two California streams. *Ecography* 32: 778–788.

- Beyá J & Winckler P (2013). Inundaciones Costeras, Más Allá de los Tsunamis. Anales del Instituto de Ingenieros de Chile, 125(2): 63 - 81.
- Beyá J, Álvarez M, Gallardo A, Hidalgo H, Aguirre C, Valdivia J, Parra C, Méndez L, Contreras F, Winckler P & Molina M (2016). Atlas de Oleaje de Chile. Primera edición. Valparaíso, Chile, Escuela de Ingeniería Civil Oceánica - Universidad de Valparaíso.
- Bobillier C (1926). Boletín del Servicio Sismológico de Chile: XVI, Año de 1922. Terremoto de Atacama. Disponible en: [www.memoriachilena.cl/archivos2/pdfs/MCo064465.pdf](http://www.memoriachilena.cl/archivos2/pdfs/MCo064465.pdf) (última visita septiembre 2017).
- Brooks N, Nicholls RJ & Hall J (2006). Sea-level rise: coastal impacts and responses. En: Schubert R., Schellnhuber H.J., Buchmann N., Epiny A., Greisshammer R., Kulesa M., Messner D., Rahmstorf S. & Schmid J. (eds.) The Future Oceans: Warming Up, Rising High, Turning Sour (Special Report). Berlin, Germany, WBGU (German Advisory Council on Global Change) pp. 33-64.
- Brown JH & Kodric-Brown A (1977). Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. Ecology 58: 445-449.
- Bryant E (2008). Tsunami: The Underrated Hazard (2nd Edition). Springer, Berlin. 307 pp.
- Burgmer T, Hillebrand H & M. Pfenninger M (2007). Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. Oecologia 151: 93-103.
- Cabezas CR, Cepeda J & Bodini A (2007). Descripción cartográfica de la hoya hidrográfica del Río Elqui. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.
- Cárcamo P, Cortés M, Ortega L, Squeo FA & Gaymer CF (2011). Crónica de un conflicto anunciado: Tres centrales termoeléctricas a carbón en un hotspot de biodiversidad de importancia mundial. Revista chilena de historia natural 84(2): 171-180.
- Carrasco J, Casassa G & Quintana J (2005). Changes of the 0°C isotherm in central Chile during the last Quarter of the XXth century. Hydrological Science Journal, 50(6): 933-948.
- Carvajal M, Cisternas M & Catalán PA (2017a). Source of the 1730 Chilean earthquake from historical records: Implications for the future tsunami hazard on the coast of Metropolitan Chile. Journal of Geophysical Research: Solid Earth, 122, doi:10.1002/2017JB014063.
- Carvajal M, Contreras-López M, Winckler P & Sepúlveda I (2017b). Meteotsunamis Occurring Along the Southwest Coast of South America During an Intense Storm, Pure and Applied Geophysics, 174(8): 3313-3323.
- Castilla JC (1988). Earthquake-caused coastal uplift and its effects on rocky intertidal kelp communities. Science 242 (4877): 440-443.
- Cattan PE (2004) Consecuencias ecológicas de la introducción de especies: el caso de *Xenopus laevis* en Chile. En: Antecedentes sobre la biología de *Xenopus laevis* y su introducción en Chile. Solís R, Lobos G & Iriarte A (eds). Edición Universidad de Chile-Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago, Chile.

- Cazenave A & Nerem RS (2004). Present-Day Sea Level Change: Observations and Causes. *Reviews of Geophysics*, 42 (3): 1–20.
- CEPAL (2011). Efectos del cambio climático en la costa de América Latina y el Caribe: dinámicas, tendencias y variabilidad climática. Estudio elaborado por el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria. 263 pp.
- Cepeda J, Zuleta C & López-Cortés F (2009). Síntesis: Los sistemas naturales de la cuenca del río Elqui en el contexto del cambio climático. En: Cepeda J. (ed). *Los Sistemas Naturales de la Cuenca del Río Elqui (Región de Coquimbo, Chile): Vulnerabilidad y Cambio del Clima*, pp. 327-369. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Cepeda J, Zuleta C & Osorio R (2000). *Región de Coquimbo: Biodiversidad y Ecosistemas Terrestres*. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.
- Cienfuegos R, Campino J, Gironás J, Almar R & Villagrán M (2012). Desembocaduras y Lagunas Costeras en la Zona Central de Chile. En: Fariña J.M & A. Camaño (eds). *Humedales Costeros de Chile*, pp. 22-65. Ediciones Universidad Católica. Santiago, Chile.
- CONAMA (2006). Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica. Centro de Ecología Aplicada & Comisión Nacional del Medio Ambiente. Informe Final. Contrato CONAMA N°31-22-001/05.
- Contreras LC (1993). Effect of global climatic change on terrestrial mammals of Chile. En: Mooney HA, ER Fuentes & BI Krongberg (eds) *Earth System Response to Global Change*: 285-293. Academic Press, San Diego. 365 pp.
- Contreras M, Winckler P & Molina M (2012). Implicancias de la variación del nivel medio del mar por cambio climático en obras de ingeniería costera de Chile. *Anales del Instituto de Ingenieros de Chile*, 124(2): 53 – 66.
- Contreras-López M, Cevallos J & Torres R (2017a). Tendencias del Nivel Medio del Mar en el litoral del Pacífico Sur Oriental. En: Botello A.V., Villanueva S., Gutiérrez J. & Rojas Galaviz J.L. (eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático*, pp. 165 - 176. UJAT, UNAM, UAC, México D.F.
- Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortés H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortés-Molina F (2017b). Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central. En: Botello A.V., Villanueva S., Gutiérrez J. & Rojas Galaviz J.L. (eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático*, pp. 227 - 246. UJAT, UNAM, UAC, México D.F.
- Contreras-López M, Winckler P, Sepúlveda I, Andaur-Álvarez A, Cortés-Molina F, Guerrero CJ, Mizobe CE, Igualt F, Breuer W, Beyá JF, Vergara H & Figueroa-Sterquel R (2016). Field Survey of the 2015 Chile Tsunami with emphasis on Coastal Wetland and Conservation Areas. *Pure and Applied Geophysics*, 173(2): 349-367.
- Crozier LG, Hendry AP, Lawson PW, Quinn TP, Mantua NJ, Battin J, Shaw RG & Huey RB (2008). Potential responses to climate change in organisms with complex life histories: evolution and plasticity in Pacific salmon. *Evolutionary Applications* 1: 252–270.

- Chu C, Mandrak NE & Minns CK (2005). Potential impacts of climate change on the distribution of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Diversity and Distributions* 11: 299-310.
- Church JA, Aarup T, Woodworth LP, Wilson SW, Nicholls JR, Rayner R, Lambeck K, et al (2010). "Sea-Level Rise and Variability: Synthesis and Outlook for the Future". En: *Understanding Sea-Level Rise and Variability*, edited by Church J.A., Woodworth P.L., Aarup T. & Wilson W.S., pp. 402 – 419. Wiley-Blackwell.
- Church JA, Clark PU, Cazenave A, Gregory JM, Jevrejeva S, Levermann A, Merrifield MA, Milne GA, Nerem RS, Nunn PD, Payne AJ, Pfeffer WT, Stammer D & Unnikrishnan AS (2013). Sea Level Change. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York.
- Church JA, Gregory JM, White NJ, Platten SM & Mitrovica JX (2011). Understanding and projecting sea level change. *Oceanography*, 24 (2): 130 - 143.
- Eaton JG & Scheller RM (1996). Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. *Limnology and Oceanography* 41: 1109-1115.
- Enfield DB & Allen JS (1980). On the structure and dynamics of monthly mean sea level anomalies along the Pacific coast of north and south America. *Journal of Physical Oceanography*, 10: 557 - 578.
- Falvey M & Garreaud R (2009). Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the SE Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979-2006). *J. Geophys. Res.*, 114, D04102, doi:10.1029/2008JD010519.
- Feio MJ, Coimbra NC, Graca MAS, Nichols SJ & Norris RH (2010). The influence of extreme climatic events and human disturbance on macroinvertebrate community patterns of a mediterranean stream, over 15 y. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 1397-1409.
- Figueroa R, Suarez ML, Andreu A, Ruiz VH & Vidal-Abarca M R (2009). Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile Central. *Gayana (Concepción)*, 73(1): 76-94.
- Filipe AF, Magalhaes MF & Collares-Pereira MJ (2010). Native and introduced fish species richness in mediterranean streams: the role of multiple landscape influences. *Diversity and Distributions* 16: 773-785.
- Finkl CW & Makowski C (Eds) (2017). *Coastal wetlands: Alteration and Remediation*. Springer International Publishing AG, Switzerland.
- Gallardo B & Aldrige DC (2013). Evaluating the combined threat of climate change and biological invasions on endangered species. *Biological Conservation* 160: 225-233.
- Gibbs JP (1993). Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-31.

- Giesecke A, Gómez A, Leschiutta I, Migliorini E & Rodríguez L (2004). The CERESIS earthquake catalogue and database of the Andean region: background, characteristics and examples of use. *Annals of Geophysics*, 47 (2/3): 421–435.
- Gill DE (1978). The metapopulation ecology of the red-spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). *Ecological Monograph* 48:145–166.
- Haidekker A & Hering D (2007). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study. *Aquatic Ecology* 42: 463–481.
- Hallegratte S, Green C, Nicholls RJ & Corfee-Morlot J (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature climate change*, 3(9): 802-806.
- Hellman RG, Araya Dujisin R (eds) (2005). Chile Litoral. Diálogo científico sobre los ecosistemas costeros. FLACSO/ACSS Ediciones. Santiago, Chile.
- Holling CS (1973). Resilience and stability ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- Inazu D & Saito T (2013). Simulation of distant tsunami propagation with a radial loading deformation effect. *Earth, Planets and Space*, 65(8): 835-842.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Geneva, Switzerland: IPCC.
- Jaksic FM (2001). Ecological effects of El Niño in terrestrial ecosystems of western South America. *Ecogeography* 24: 241-250.
- Kantrud HA, Krapu GL & Swanson GA (1989). *Prairie basin wetlands of the Dakotas: a community profile.* U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 85. Washington, DC, USA.
- Kappelle M, Margret MI, Vuuren V & Baas P (1999). Effects of climate change on biodiversity: A review and identification of key research issues. *Biodiversity and Conservation* 8: 1383-1397.
- Kattan G (1992). *Rarity and Vulnerability: The Birds of the Cordillera Central of Colombia.* *Conservation Biology* 6: 64-70.
- Kernan M, Battarbee RW & Moss BR (2010). *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems.* Blackwell Publishing Ltd. New York, USA.
- Korpimäki E & Krebs CJ (1996). Predation and population cycles of small mammals. *BioScience* 46:754–64.
- León A (2007). *Household Vulnerability to Drought and Ecosystem Degradation in Northern Chile.* PhD. Dissertation, University of Arizona. Tucson, USA.
- Levin BW & Nosov MA (2016). *Physics of Tsunamis.* Springer, Berlin. 327 pp.

Lobos G Cattán P, Estades C & Jaksic FM (2013). Invasive African clawed frog *Xenopus laevis* in southern South America: key factors and predictions. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 48: 1-12.

Luna D (ed) (2005) Los humedales No Pueden Esperar: Manual Para el Uso Racional del Sistema de Humedales Costeros de Coquimbo. Corporación Ambientes Acuáticos de Chile. Santiago, Chile.

Magalhaes MF, Beja P & Schlosser IJ (2007). Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52: 1494–1510.

Magoulick DD & R M Kobza RM (2003) The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* 48: 1186–1198.

Magrin GO, Marengo JA, Boulanger J-P, Buckeridge MS, Castellanos E, Poveda G, Scarano FR & Vicuña S (2014). Central and South America. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC*. Cambridge University Press. New York, USA. pp. 1499-1566.

Marcogliese DJ (2001). Implications of climate change for parasitism of animals in the aquatic environments. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1331-1352.

Martínez C, Contreras-López M, Winckler P, Hidalgo H, Godoy E & Agredano R (2018). Coastal erosion in central Chile: A new hazard? *Ocean & Coastal Management* 156: 141-155.

McDonald KA & Brown JH (1992). Using montane mammals to model extinctions due to climate change. *Conservation Biology* 6: 409-415.

Meisner JD (1990). Effect of climate warming on the southern margins of the native range of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 47: 1065-1070.

Meynell P (2005). Use of IUCN red listing process as a basis for assessing biodiversity threats and impacts in environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal* 23: 65–72.

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

MMA (2015). Diagnóstico del Estado y Tendencias de la Biodiversidad: Región de Coquimbo. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile. 60 pp.

MMA (2016). Tercera Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático 2016. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, 504 pp.

MMA (2018). Lista de especies nativas según estado de conservación. Sitio web clasificación de especies silvestres (<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/>) [Consulta: Diciembre 2018].



- Moler PE & Franz R (1987). Wildlife values of small, isolated wetlands in the southeastern coastal plain. En: Odum R.R., Riddleberger K.A. & Ozier J.C., editors. Proceedings of the Third Southeastern Nongame and Endangered Wildlife Symposium. Pages 234–241. Georgia Department of Natural Resources, Atlanta.
- Molina M, Contreras M, Winckler P, Salinas S & Reyes M (2011). Consideraciones sobre las Variaciones de Mediano y Largo Plazo del Oleaje en el Diseño de Obras Marítimas en Chile Central. Anales del Instituto de Ingenieros de Chile. Volumen 123, Número 3, pp. 77-88. (Incluido en Revista Chilena de Ingeniería N°464).
- Montecino HDC, Ferreira VG, Cuevas A, Castro-Cabrera L, Soto-Báez JC & De Freitas SRC (2017). Vertical deformation and sea level changes in the coast of Chile by satellite altimetry and tide gauges. International Journal of Remote Sensing, doi: 10.1080/01431161.2017.1288306.
- Mooney HA, Fuentes ER & Kronberg BI (eds) (1993). Earth system responses to global change: contrasts between North and South America. Academic Press, Inc. New York, USA.
- Morin PJ (1983). Predation, competition, and the composition of larval anuran guilds. Ecological Monograph 53: 119–138.
- Morton SJ, Short J & Baker RD (1995). Refugia for biological diversity in arid and semi-arid Australia. Report to the Biodiversity Unit of the Department of Environment, Sport and Territories. Canberra, Australia.
- Murphy DD & Weiss SB (1992). Effects of climate change on biological diversity in western North America: species losses and mechanisms. En: Peters R.L. & T.E. Lovejoy (eds) Global Warming and Biological Diversity: 355-368. Castleton, Hamilton Printing. New York, USA.
- Nicholls RJ & Cazenave A (2010). Sea-level rise and its impact on coastal zones. Science 328: 1517-1520.
- Nichol SL, Goff JR, Devoy RJN, Chagué-Goff C, Hayward B & James I (2007). Lagoon subsidence and tsunamis on the West Coast of New Zealand. Sedimentary Geology, 200: 248-262.
- Norero A & Bonilla C (eds.) (1999). Las Sequías en Chile: Causas, Consecuencias y Mitigación. Colección en Agricultura. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 128 pp.
- Novoa J & López D (2001). IV Región: El Escenario Geográfico Físico. Pp. 13-28, en: Squeo F., Arancio G. y J. Gutiérrez (eds). Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Novoa JE, Castillo R & Debonis J (1995). Tendencia de Cambio Climático mediante Análisis de Caudales Naturales: Cuenca del río La Laguna (Chile Semiárido). Anales de la Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas, Universidad Austral de Chile, Valdivia, 279-288.
- Novoa JE, Castillo R & Viada JM (1996). Tendencia de Cambio Climático mediante Análisis de Caudales Naturales: Cuenca del río Claro (Chile Semiárido). Anales de la Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas, Universidad de La Serena, La Serena, 47-56.

- Ohlberger J, Edeline E, L. A. Vollestad LA, Stenseth NC & D. Claessen D (2011). Temperature-driven regime shifts in the dynamics of size-structured populations. *American Naturalist* 177: 211–223.
- Paskoff R (2010). Capítulo 9.1: Geomorfología de la costa de Chile. En. *Geología marina de Chile*. Díaz-Naveas, J., Frutos, J. (2010).
- Pechmann JHK, Scott DE, Gibbons JW & Semlitsch RD (1989). Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands Ecology and Management* 1: 3–11.
- Piñones C, Zuleta C, Alfaro L & Bravo V (2015). Diálogo intergeneracional en torno a las aves: análisis de su potencial para la educación ambiental y conservación del sitio Ramsar las Salinas de Huentelauquén (Coquimbo, Chile). *Revista Chilena de Ornitología* 22(1): 107-119.
- Pulliam HR (1988). Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652–661.
- Quezada J, Jaque E, Belmonte A, Fernández A, Vásquez D & Martínez C (2010). Movimientos cosmicos verticales y cambios geomorfológicos generados durante el terremoto Mw= 8, 8 del 27 de Febrero de 2010 en el centro-sur de Chile. *Revista Geográfica del Sur*, 2: 11-45.
- Rabinovich AB, Hermann M Fritz HM, Yuichiro Tanioka Y & Geist EL (2017). Introduction to Global Tsunami Science: Past and Future, Volume II. *Pure and Applied Geophysics*, 174: 2883-2889, doi: 10.1007/s00024-017-1638-3.
- Radinger J, Hölker F, Horký P, Slavík O, Dendoncker N & Wolter C (2016). Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish assemblages. *Global Change Biology* 22: 1505-1522.
- Raven PH (1987). Biological resources and global stability. En: *Evolution and Coadaptation in Biotic Communities*, Kawano, S., J.H. Connell & T. Hideaka (eds), pp. 3-27. University of Tokio Press. Tokio, Japan.
- Ricciardi A & Rasmussen JB (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13: 1220-1222.
- Reed-Andersen T, Carpenter SR & Lathrop RC (2000). Phosphorus flow in a watershed-lake ecosystem. *Ecosystems* 3(6): 561 - 573.
- Ruesch AS, Torgersen CE, Lawler JJ, Olden JD, Peterson EE, Volk CJ & Lawrence DJ (2012). Projected climate-induced habitat loss for salmonids in the John Day river network, Oregon, USA. *Conservation Biology* 26: 873-882.
- Salas S, Jiménez E & Bugueño L (2011). Esperando los Años Buenos: Experiencias Rurales en Contextos de Escasez Hídrica. Proyecto Conservación del Agua en Comunidades Rurales de la Región de Coquimbo. Universidad de La Serena – University of Regina. Editorial del Norte. La Serena, Chile. 202 pp
- Sánchez A & Morales R (1998). Las regiones de Chile, Espacio físico y Humano-Económico. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Santibáñez F, Santibáñez P, Caroca C, González P, Gajardo N, Perry P, Simonetti J & Pliscoff P (2013). Plan de acción para la protección y conservación de la biodiversidad, en un contexto de adaptación al cambio climático. MMA-Fundación Facultad de Ciencias Agronómicas Universidad de Chile; Santiago, 224 p.

Şekercioğlu ÇH (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464–471.

Semlitsch RD, Scott DE, Pechmann JHK & Gibbons JW (1996). Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond. En: M. L. Cody & Smallwood J.A., editors. *Long-term Studies of Vertebrate Communities*. Pages 217–248. Academic Press, San Diego, California.

Senner SE, Andres BA & Gates HR (2017). Estrategia de Conservación de las Aves Playeras de la Ruta del Pacífico de las Americas. National Audubon Society, Nueva York, Nueva York, EE. UU.

Sheldon F, Bunn SE, Hughes JM, Arthington AH, Balcombe SR & Fellows CS (2010). Ecological roles and threats to aquatic refugia in arid landscapes: dryland river waterholes. *Marine and Freshwater Research* 61: 885–895.

SHOA (2016). Tablas de Marea de la Costa de Chile. Publicación N°3009. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, 239pp.

Slaughter RA & Wiener JD (2007). Water, adaptation, and property rights on the Snake and Klamath Rivers. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 308–321.

Small E (1999). Does global cooling reduce relief? *Nature* 401: 31-33.

Squeo F, Arancio G & Gutiérrez JR (eds) (2001). Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Stouffer RJ, Manabe S & Bryan K (1989). Interhemispheric asymmetry in climate response to a gradual increase in CO<sub>2</sub>. *Nature* 342: 660-662.

Swanson GA & Duebber HF (1989). Wetland habitats of waterfowl in the Prairie Pothole Region. En: A. Van der Valk (ed.) *Northern Prairie Wetlands*. pp. 228–267. Iowa State University Press, Ames, IA, USA.

Thiel M, Macaya EC, Acuna E, Arntz WE, Bastias H, Brokordt K, Camus PA, Castilla JC, Castro LR, Cortés M, Dumont CP, Escribano R, Fernandez M, Gajardo JA, Gaymer CF, Gomez I, González AE, González HE, Haye PA, Illanes JE, Iriarte JL, Lancellotti DA, Luna-Jorquera G, Luxoro C, Manriquez PH, Marín V, Muñoz P, Navarrete SA, Perez E, Poulin E, Sellanes J, Sepúlveda HH, Stotz W, Tala F, Thomas A, Vargas CA, Vasquez JA, Vega JMA & Dumont CP (2007). The Humboldt Current System of northern and central Chile: oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography and Marine Biology*, 45: 195-344.

Tiner RW (2003). Geographically isolated wetlands of the United States. *Wetlands* 23: 494-516.

Tiner RW, Bergquist HC, DeAlessio GP & Starr MJ (2002). Geographically isolated wetlands: a preliminary assessment of their characteristics and status in selected areas of the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Northeast Region, Hadley, MA, USA.

Turner B, Kasperson R, Matson P, McCarthy J, Corell R, Christensen I, Eckley N, Kasperson J, Luers A, Martello M, Polsky C, Pulsipher A & Schiller A (2003). A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 100: 8074-8079.

UN (2015). Small Island Developing States. United Nations Department of Economic and Social Affairs. Disponible en línea: <https://sustainabledevelopment.un.org/topics/sids/list> (última visita septiembre 2017).

Vilina Y & Cofre H (2000). “El Niño” effects on the abundance and habitat association patterns of four grebes species in Chilean wetlands. *Waterbirds* 23: 95-101.

Vilina Y, Cofre HL, Silva-Garcia C, Garcia MD & Perezfriedenthal C (2002). Effects of El Niño on abundance and breeding of Blacknecked Swans on El Yali wetland in Chile. *Waterbirds* 25: 123-127.

Vorosmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Reidy Liermannm C & Davies PM (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.

Weiss R, Lynett P & Wünnermann K (2015). The Eltanin impact and its tsunami along the coast of South America: Insights for potential deposits. *Earth and Planetary Science Letters*, 409: 175–181.

Wenny DG, DeVault T, Kelly D, Johnson MD, Şekercioğlu ÇH, Tombak D & Whelan CJ (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *Auk* 128:1–14.

Wenger SJ, Isaak DJ, Luce CH, Neville HM, Faush KD, Dunham JB, Dauwalter DC, Young MK, Elsner MM, Rieman BE, Hamlet AF & Williams JE (2011). Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change. *PNAS (USA)* 108: 14175-14180.

Whipple KX, Kirby E & Brocklehurst SH (1999). Geomorphic limits to climate-induced increases in topographic relief. *Nature* 401: 39-43.

Wilbur HM (1987). Regulation of structure in complex systems: experimental temporary pond communities. *Ecology* 68: 437–1452.

Winckler P, Contreras-López M, Campos-Caba R, Beyá JF & Molina M (2017). El temporal del 8 de agosto de 2015 en las regiones de Valparaíso y Coquimbo, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research (LAJAR)*, 45(4): 622-648.

Woodward G, Perkins DM & Brown LE (2010). Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2093-2106.

Wyss M (1976). Local changes of sea level before large earthquakes in south America. *Bulletin of the seismological society of America*, 66(3): 903 – 914.

Ye L, Lay T, Kanamori H & Koper KD (2016). Rapidly Estimated Seismic Source Parameters for the 16 September 2015 Illapel, Chile M w 8.3 Earthquake, *Pure and Applied Geophysics*, 1-12. DOI 10.1007/s00024-015-1202-y

Zuleta C & Piñones C (eds) (2015). *Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana*. Ediciones Universidad de La Serena – Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile, 175 pp.

# VIII. AMENAZAS & PRESIONES a los Humedales Costeros de Coquimbo

Víctor Bravo-Naranjo & Carlos Zuleta



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 223-249 (2018).  
Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio Medio Ambiente



## CAPÍTULO VIII: AMENAZAS Y PRESIONES a los humedales costeros de Coquimbo

**Víctor Bravo-Naranjo<sup>1,2</sup> & Carlos Zuleta<sup>1,2</sup>**

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 2. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile.

**RESUMEN:** Los humedales costeros de Coquimbo históricamente han recibido presiones que amenazan su integridad ecológica. Estas han ido aumentando debido a su cercanía a poblados y ciudades, así como al poblamiento progresivo de la zona litoral. En este capítulo examinamos las actuales amenazas de los humedales, a fin de orientar el manejo y conservación de estos ecosistemas.

Para ello, registramos y evaluamos las amenazas en terreno, así como una revisión de los medios, entrevistas y conversaciones con expertos y actores vinculados a estos ecosistemas. Luego se clasificaron y evaluaron las presiones y sus fuentes, cuya ponderación determinó el grado de amenazas. Las fuentes de presión fueron consideradas como aquellas actividades humanas que dan origen a la presión, las que complementamos con fuentes naturales de amenaza para mejorar la calidad de la información.

Actualmente, la contaminación por desechos orgánicos, el exceso de visitación y la urbanización son las amenazas más importantes en la degradación de los humedales costeros, afectando cerca del 60% de los humedales costeros, incluyendo los actuales sitios Ramsar y sobre todo a los humedales urbanos como el estuario del Río Elqui y Estero Culebrón en la Bahía de Coquimbo, así como el humedal de Pichidanguí al sur de la Región. A pesar que estas amenazas han sido identificadas en otros estudios, aún los esfuerzos de conservación siguen siendo insuficientes. Es imperioso actuar sobre estas amenazas implementando planes de manejo y medidas de protección para disminuir el deterioro progresivo de estos valiosos ecosistemas.

## INTRODUCCIÓN

Globalmente, los humedales son uno de los ecosistemas con mayor productividad, pero también son unos de los sistemas naturales más vulnerables y sensibles ecológicamente (Turner et al. 2000). A pesar de la amplia información existente sobre las características ecológicas y servicios ecosistémicos de los humedales, estos aún se posicionan entre los ecosistemas más amenazados y degradados del mundo (Gibbs 1993, Richardson 1994, Naiman & Decamps 1997, Lehtinen et al. 1999, MEA 2005). Debido a lo anterior, en las últimas décadas, el interés de conservacionistas y manejadores de vida silvestre por determinar y evaluar las amenazas que afectan a la biodiversidad de estos ecosistemas, principalmente por factores humanos, se ha incrementado notablemente (Williams 1998, Kiringe et al. 2007).

Las causas de la degradación de los humedales en todo el mundo se relacionan con varios factores, entre los que se encuentran: la pérdida y degradación de hábitat, la transformación en suelos agrícolas, la introducción de especies invasoras, la explotación excesiva de recursos, la contaminación, la urbanización y el cambio climático (e.g. Hartig et al. 1997, Ehrenfeld 2000, Brinson & Malvárez 2002, Zedler 2003, Miller & Boulton 2005, Dudgeon et al. 2006, McLeod et al. 2013). Por estas causas uno de los efectos inmediatos sobre los humedales son una reducción en su tamaño y distribución (Finalyson et al. 1992, van Vessen et al. 1997, Bernert et al. 1999). Dichas causas o factores de amenaza afectan también los componentes hidrológicos de los humedales, su geomorfología, dinámica, además de su flora y fauna característica (Ehrenfeld 2000). Motivo por el cual, sus funciones ecológicas, así como la vida silvestre que depende de estos ecosistemas, se deterioran (Ramsar 1999a, Ramsar 1999b) a un ritmo acelerado, sobre todo de aquellos humedales vulnerables al cambio climático (Contreras-López et al. 2017) y que se localizan en las zonas urbanas y periurbanas de la Región.

Los ecosistemas costeros que se localizan a lo largo del margen continental y de las islas oceánicas presentan una elevada productividad y proveen una gran cantidad de bienes y servicios ecosistémicos a gran parte de las comunidades que habitan allí y en sus cercanías (UNISDR/UNDP 2012). De hecho, se estima que cerca del 10% de la población humana vive en la zona costera comprendida entre los 0 y los 10 msnm (McGranahan et al. 2007) y las proyecciones indican que para el 2030 al menos el 40% de la población mundial vivirá en la costa (Monaghan 1992), por lo que las presiones y conflictos medioambientales en esta zona se intensificarán cada vez más. A nivel mundial, la franja costera contiene una gran cantidad de humedales que albergan a una población humana cada vez más numerosa. En la costa de Chile se ha estimado que existen alrededor de 300 humedales, particularmente entre las ciudades de Arica y Chiloé (Estades et al. 2012), muchos de los cuales se encuentran ya dentro de la dinámica de crecimiento de la zona urbana, lo que podría facilitar su degradación si no se toman medidas de manejo y protección adecuadas.

En este sentido y partiendo de la premisa que los humedales costeros se consideran parte de una red, la pérdida de alguno de estos ecosistemas, sobre todo aquellos que se encuentren a distancias inferiores a 20 km, influiría fuertemente en una pérdida de su conectividad funcional, lo que se vería especialmente reflejado en la fauna de baja



movilidad (Marquet et al. 2012) como algunos reptiles y artrópodos. Esta situación podría conducir a la extinción local de varias especies, especialmente de aquellas con requerimientos muy específicos, como las que dependen exclusivamente del humedal para desarrollar su ciclo de vida. Es necesario, entonces, manejar las actuales amenazas para proteger estos ecosistemas, porque además son sitios con una gran diversidad biológica y una escasa representatividad en la Región.

La ecoregión semiárida de la zona central del país se caracteriza por ser una angosta plataforma continental de pronunciada pendiente (Araya 1971), cuyo margen continental más cercano al océano Pacífico es una planicie suave que favorece la presencia de depresiones que permiten la formación de humedales. En la región de Coquimbo se localizan cerca de 17 humedales costeros principales (ver capítulo 1), de los cuáles el estuario del río Choapa, Laguna Conchalí (Carrasco-Lagos et al. 2015) y recientemente los humedales de la Bahía de Tongoy (Sitio N° 2361, Zuleta & Bravo 2016), son los únicos ecosistemas designados como sitios Ramsar, por lo que cuentan con mayor protección ante las amenazas producidas por la urbanización.

Los humedales de Coquimbo, así como aquellos ubicados al norte y al sur de la Región, se encuentran asociados a las desembocaduras de los principales ríos y la mayoría son esteros y/o lagunas localizadas a menos de 1 km de la línea de costa, que se alimentan de microcuencas (ver Capítulo 1). Algunos de los humedales de la región se asocian a ciudades en continuo crecimiento (Rojas 2003), como el humedal Estero Culebrón y el estuario del río Elqui que se encuentran inmersos en la matriz urbana, por lo que su vulnerabilidad aumenta (Figueroa et al. 2009).

A pesar que la pérdida de humedales es un problema mundial, las causas que las provocan (ver Tabla 8.1.) suelen ser similares y otras varían de acuerdo a los intereses económicos y geopolíticos de los países. Por ejemplo, Asia y África convirtieron manglares en construcciones, estanque de peces y lugares para desarrollar la minería. En Brasil, los humedales costeros se han ido degradando por la contaminación (Turner 1991). En Estados Unidos, la isla de Manhattan que actualmente se encuentra asfaltada, "... era un extraordinario territorio salvaje con enormes castaños, robles y nogales americanos, con marismas salobres y praderas ..." (NatGeo 2016), y en la Bahía de Coquimbo hacia 1951, cerca de 3.000 hectáreas de vegas fueron transformadas y entregadas a colonos para su transformación en zonas de cultivo y vivienda (González Videla 1975).

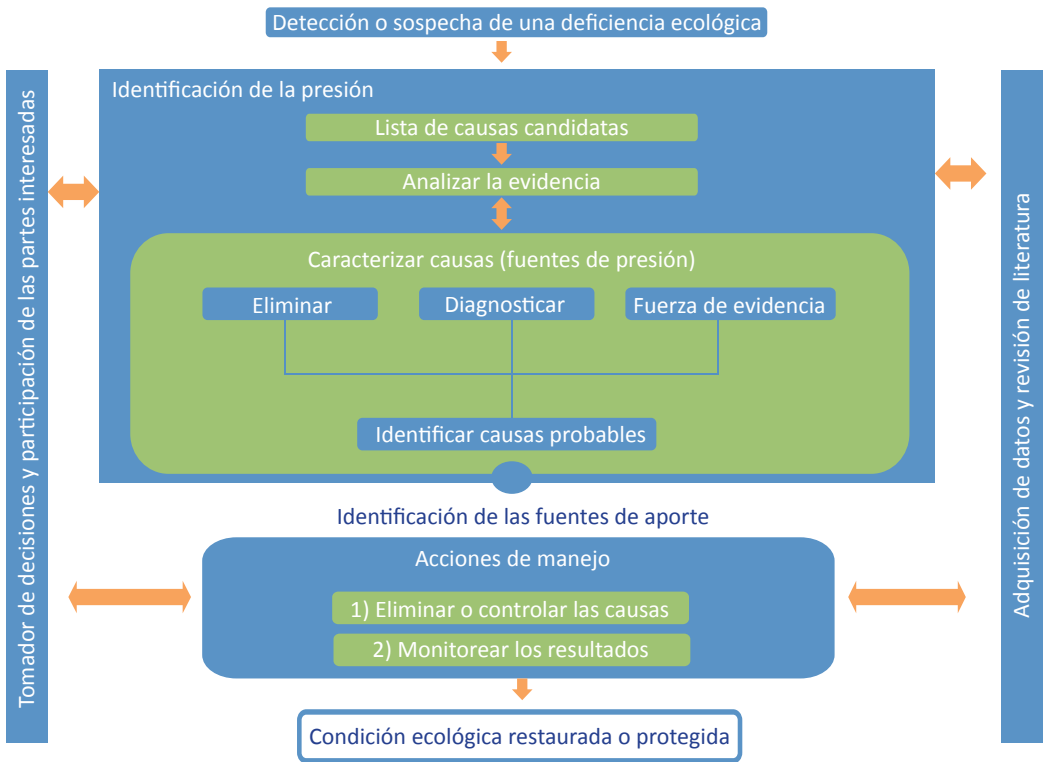
Dentro de este contexto particularmente desfavorable, los humedales de las regiones mediterráneas no han sido la excepción (MEA 2005), condición que tiende a agravarse cuando estos se encuentran en zonas de escasez hídrica, ya que se ven afectados además por otras causas distintas a los ya señaladas (Tabla 8.1) como la extracción de agua para riego y la presión turística sin planificación, entre otros (Hollis & Finlayson 1996). En este escenario, que varía de acuerdo a cada humedal, el desarrollo de herramientas de evaluación, monitoreo y de otras estrategias para su manejo, se constituyen como un componente vital para el manejo de estos ecosistemas (Dugan 1990).

**Tabla 8.1.** Principales causas antrópicas que influyen directa e indirectamente sobre la pérdida de humedales costeros en el mundo según Dugan 1992. Nivel de influencia: 1=ausente o excepcional, 2=presente, pero no constituye una causa importante de pérdida y 3=común y causa importante de pérdida y degradación de humedales.

Causas directas	Estuarios	Lagunas
Drenaje para agricultura, uso forestal y control de mosquitos.	3	2
Dragado y canalización de ríos para navegación o protección contra inundaciones.	3	1
Rellenos para depósitos de desechos sólidos, caminos y desarrollo comercial, industrial y residencial.	3	2
Conversión para acuicultura y/o maricultura.	3	2
Construcción de diques, represas para el control de inundaciones, como fuente de agua, para irrigación y protección contra tormentas.	3	2
Descarga de plaguicidas, herbicidas, desagües domésticos, escorrentías agrícolas y sedimentos.	3	3
Explotación de suelos de humedales para extraer turba, carbón, piedra, fosfato y otros materiales.	2	3
Causas indirectas		
Desvío de sedimentos por medio de represas, canales profundos u otras estructuras.	3	1
Alteración hidrológica por canales, caminos u otras estructuras.	3	3
Hundimientos causado por extracción de aguas subterráneas, gas, petróleo y minerales.	3	1

En el marco de la conservación y el manejo de los humedales, desarrollamos un análisis que comenzó con la identificación de presiones y sus causas (ver Figura 8.1), según lo sugerido por Young & Sanzone (2002). Este tipo de análisis representa una estrategia emergente y de acuerdo a Hobbs & Huenneke (1992), entre sus objetivos se encuentran: i) Identificar cuántas y qué tipo de perturbaciones se encuentran en el sitio, y ii) Evaluar la variación de éstas en tiempo y espacio. El presente trabajo constituye una primera aproximación a la cuantificación de las amenazas a los humedales de la Región de Coquimbo, que esperamos sirva de base para la planificación de la conservación de estos ecosistemas.

Existen distintos métodos que se han desarrollado para evaluar y analizar las amenazas presentes en los ecosistemas. Dentro de éstos, el desarrollado por Salafsky et al. (2003) evalúa las perturbaciones en relación a varios atributos (e.g. alcance, gravedad, irreversibilidad, duración, frecuencia y contribución) mediante una escala de cuatro niveles, muy similar a lo desarrollado por Granizo et al. (2006), donde tal evaluación se organiza con la identificación de los tipos de presión y sus fuentes, o lo que sería conceptualmente similar, a consecuencias y causas, respectivamente.



**Figura 8.1.** Marco conceptual para el manejo y la identificación de o las causas de deterioro de un objeto de conservación (adaptado de U.S. EPA 2002).

### IDENTIFICACIÓN DE LAS AMENAZAS DE LOS HUMEDALES EN LA REGIÓN DE COQUIMBO

En la Región de Coquimbo, los trabajos que evaluén las presiones así como fuentes de amenazas que afecten la integridad ecológica de los humedales son escasos, y aunque existen algunas aproximaciones, en su mayoría se concentran en los humedales de la conurbación La Serena-Coquimbo, dando especial énfasis al estero El Culebrón, en Coquimbo. Para este sitio, se han señalado diversos tipos de amenazas (Tabla 8.2).

Considerando la falta de información de esta naturaleza para la red de humedales costeros de la Región de Coquimbo, determinamos y analizamos el estado actual (2015-2016) de las amenazas que afectan a estos ecosistemas con la finalidad de mejorar las orientaciones en la conservación y el manejo de estos valiosos ecosistemas.

Para determinar qué elementos se encontraban afectando realmente la integridad ecológica de cada humedal, delimitamos el espacio geográfico de los humedales basados en sus características ecológicas (Bravo & Windevoxhel 1997). Registramos y evaluamos las amenazas antrópicas de los humedales utilizando el método propuesto por Granizo et al. (2006), el cual se basa en una clasificación y evaluación de presiones y fuentes de presión, cuya ponderación conjunta determina las

**Tabla 8.2:** Factores que afectan la integridad ecológica del estero El Culebrón en la Región de Coquimbo, Chile.

Amenazas detectadas	Autor
Degradación del contexto paisajístico, pérdida de extensión de la cobertura herbácea y alteración de la condición del sistema hidrológico que son consecuencia de: desarrollo de caminos, descarga de material de relleno, microbasurales, y un sistema de gestión local inexistente, especies invasivas, incendios esporádicos, construcción de zanjas, diques, sistemas de drenaje y finalmente el uso recreativo del humedal.	Ormeño 2005
Degradación paisajística, pérdida de cobertura vegetal y de suelo para uso agrícola, alteración del suelo y biológica. Alteración del agua y pérdida de fauna que son consecuencia de: Rellenos por tierras, escombros de construcción, microbasurales de origen domiciliario e industriales. Quema para eliminar basura y pastos. Pastoreo de cabras, caballos y vacas. Tránsito de vehículos,	Ceraza & Martínez (2007)
Modificación del cauce resultado de: Rellenos que han modificado el cauce del canal. Construcción de protecciones fluviales en la ribera de esteros. Compactación del suelo por construcción de edificios y tránsito de maquinaria pesada. Contaminación del suelo y los cuerpos de agua además por acopio de mineral de hierro. Disminución del caudal por extracción por camiones aljibes y extracción de tierras para rellenos.	Rivera et al. (2009)
Degradación paisajística, pérdida de cobertura vegetal, alteración biológica y del suelo, compactación del suelo y pérdida de fauna, que son consecuencia de: Rellenos, microbasurales, relaves mineros, quemas, pastoreo, expansión urbana, captura, caza y pesca de especies protegidas, tránsito de vehículos todo terreno, construcción de carretera, uso de pesticidas y fertilizantes río arriba, basura vertida por particulares, falta de legislación que potencie la conservación e inexistencia de senderos y señalética.	Cavieres (2014)
Pérdida de fauna consecuencia de la presencia de perros callejeros o vagos y asilvestrados.	Molina (2015)

amenazas de acuerdo a cuatro niveles de gravedad. Las presiones (efectos) fueron identificadas basados en la definición propuesta por Hobbs & Huenneke (1992), quienes la señalan como “cualquier evento que altera el ecosistema, comunidad y/o estructura de la población, cambiando los recursos y la disponibilidad de sustrato o medio físico, y que en última instancia produce un daño funcional de alguno o varios de los atributos ecológicos del objeto de conservación”. Las fuentes de presión (causas), fueron consideradas como aquellas actividades humanas que dan origen a la presión, las que complementamos con fuentes naturales de amenaza para mejorar la calidad de la información.

Tanto para la identificación como la valoración de las presiones revisamos los medios de prensa, realizamos entrevistas y conversaciones informales con expertos y actores vinculados a estos ecosistemas, así como visitas a terreno por cada humedal distribuidas en 2 sesiones por esatción (primavera, verano, otoño e invierno).

Las presiones de los humedales fueron valorizadas en severidad y alcance, donde severidad está referido al grado de daño producido al objeto de conservación y

alcance a la extensión geográfica. Las fuentes de presión se evaluaron de acuerdo a su contribución e irreversibilidad, donde la primera implica el grado de participación de esta fuente sobre la presión en particular y la irreversibilidad responde a la posibilidad de que nuestro objeto de conservación se recupere hasta sus niveles de variación natural. Cabe hacer especial mención que el impacto acumulativo que generan cada una de las fuentes sobre el conjunto de humedales en la Región de Coquimbo determinaron su nivel de amenaza global.

Utilizamos cuatro criterios para establecer el grado de amenaza de los humedales: muy alto, alto, medio y bajo, donde la mayor gravedad es hacia los niveles superiores. Estos valores fueron luego ponderados para obtener un valor global de la presión y otro para la fuente de presión, que posteriormente se evaluaron en conjunto para obtener las amenazas ordenadas de mayor a menor gravedad (ver Granizo et al 2006). Estas amenazas están referidas a las actividades o procesos desarrollados por personas que han causado, causan o podrían causar destrucción, degradación y/o disfuncionalidad de la biodiversidad y de los procesos naturales (IUCN-CMP 2006). Los resultados se ingresaron a una matriz de doble entrada y se correlacionaron a través del índice de similitud de Bray-Curtis. Se generó un análisis multidimensional no métrico (NMDS, Non-metric Multi-Dimensional Scaling) en Primer v.6© (Clarke & Gorley 2006) para establecer agrupamientos que facilitaron el análisis global de los tipos de amenazas y su relación entre los distintos sistemas. Por último, seleccionamos tres amenazas de nivel global alto, donde desarrollamos un modelo conceptual para orientar el desarrollo de estrategias para su manejo y conservación, a fin de disminuir el efecto negativo de éstos sobre nuestro objeto de conservación.

Las causas que están provocado la degradación en los humedales costeros de la Región, son prácticamente las mismas que se han señalado para humedales mediterráneos, aunque con variaciones en los niveles de amenaza que se presentan en cada sitio. En el sistema de humedales de Coquimbo registramos un total de 19 amenazas (Tabla 8.3). Globalmente, no encontramos un nivel muy alto de amenazas que afecten al sistema de humedales costeros, pero varios de ellos (26,3 %) como el estuario del Río Elqui (Tabla 8.4) presentaron un nivel alto. En cambio, la mayoría de estos ecosistemas tuvieron un nivel bajo de amenazas (52,6 %), sólo un 21,1 % de los humedales costeros de Coquimbo mostró un nivel medio de amenazas. En la Tabla 8.4 se muestra la calificación de las presiones del estuario del río Elqui y su valoración de acuerdo a severidad y alcance. Se indica además, la valoración global para cada presión que afecta al humedal. En dicho humedal se registraron 7 presiones importantes, de las cuáles la pérdida de cobertura vegetal obtuvo un valor global muy alto de amenaza. Otras, como la contaminación del suelo y la pérdida de fauna presentaron bajos valores de amenazas.

De las amenazas observadas en los humedales costeros de Coquimbo, la basura orgánica, el tránsito de vehículos todo terreno (Figura 8.2) y el exceso de visitación (Figura 8.3) fueron las presiones más frecuentes en estos sistemas y los que tuvieron los mayores valores de amenaza. Estas presiones, en conjunto con la urbanización, fueron las únicas amenazas que presentaron valores muy alto en algunos humedales, donde destacan el estuario del río Elqui (ver Tabla 8.5) y el humedal de Pichidanguí.

**Tabla 8.3.** Descripción de las amenazas registradas en el sistema de humedales costeros de la Región de Coquimbo.

Amenazas	Descripción
Basura orgánica	Restos de alimentos y materia orgánica en general
Basura inorgánica	Envases de vidrio, plástico, metal, papeles, depósitos de áridos
Construcción de caminos	Caminos de tierra transitables que producen fragmentación y/o interrupción de las conexión con el mar.
Tránsito de vehículos todo terreno	Tránsito de vehículos todo terreno por lugares no habilitados
Uso de maquinaria pesada	Evidencia de movimientos de maquinaria en la zona de humedal
Caza	Evidencia de caza de fauna silvestre por personas y/o perros asilvestrados
Extracción de agua	Evidencia de disminución del cuerpo de agua o extracción por medios físicos
Exceso de visitación	Número de personas que alteró el comportamiento de la fauna silvestre
Presencia de ganado doméstico	Fauna caprina, bovina, ovino y equina haciendo uso del humedal
Marejadas	Evidencia de erosión, conexiones o sobrepaso de agua de mar por el humedal
Alteración del caudal	Cambios derivados de la disminución del cuerpo de agua por causas no naturales
Extracción de áridos	Evidencias de extracción de arenas y piedras en la porción baja de la cuenca
Lavado de vehículos	Extracción de agua del humedal para limpieza con productos químicos
Urbanización	Construcción de conjuntos habitacionales e infraestructuras lineales.
Infraestructura vial	Se consideró como amenaza sólo cuando se registró especies nativas atropelladas
Pesca artesanal	Extracción no regulada (redes) de peces y crustáceos en los humedales
Extracción de algas	Cosecha indiscriminada de macroalgas (e.g. <i>Macrocystis pyrifera</i> )
Minería de dunas	Explotación de metales y minerales mediante maquinaria pesada
Extracción de leña	Tala ilegal y extracción indiscriminada del matorral nativo

Los valores globales de las presiones, se relacionaron con los factores que las originan (fuentes). Así por ejemplo, la basura inorgánica en el humedal, compuesta básicamente por escombros y desechos de construcción, contribuyen principalmente a la compactación y fragmentación del suelo, así como a la pérdida de cobertura vegetal. Sin embargo, a pesar que los costos de trasladar dicha basura



**Figura 8.2.** Tránsito de vehículos todo terreno en las orillas del estuario del Río Elqui, pese a la prohibición del ingreso de vehículos en la playa.



**Figura 8.3.** Efecto del exceso de visitación sobre la pérdida de hábitat y compactación del suelo para estacionamientos de vehículo, en el humedal Estero Tongoy durante la estación estival.

a otro lugar puede ser más costoso, esta presión se puede manejar antes que sea irreversible y recuperar el sistema. La pérdida de cobertura vegetal tiene un valor de amenaza muy alta, ya que los suelos que quedan compactos pierden la capacidad de regeneración vegetal, al modificarse las características físicas que impiden el

**Tabla 8.4.** Calificación de las presiones del estuario del Río Elqui, de acuerdo a la severidad y alcance. Se indica además la valoración global de cada presión.

<b>PRESIÓN</b>	<b>SEVERIDAD</b>	<b>ALCANCE</b>	<b>VALOR GLOBAL</b>
Deterioro de la calidad del agua	ALTO	MUY ALTO	ALTO
Contaminación del suelo	BAJO	BAJO	BAJO
Compactación del suelo	MEDIO	ALTO	MEDIO
Fragmentación del suelo	MUY ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
Pérdida de fauna	BAJO	MEDIO	BAJO
Disminución cobertura vegetal	MUY ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
Aumento del flujo de nutrientes	MEDIO	ALTO	MEDIO

desarrollo radicular de las plantas (van Schouwen et al. 2012).

En el estuario del río Elqui y en el estero Tongoy (Figura 8.3) detectamos que varias de las consecuencias de la compactación y fragmentación del suelo, así como de la pérdida de cobertura vegetal, estaban también relacionadas con otras fuentes de presión (Tabla 8.5) como el tránsito de vehículos todo terreno, pero mayormente con el exceso de visitación, que obtuvo un valor global alto de amenaza en estos humedales. De la red de humedales costeros, el 29,4% presentó un nivel bajo de amenaza, igual porcentaje que los sistemas con amenaza media y alta (Tabla 8.6). Mientras que el otro 29,4% de los humedales presentó un nivel muy alto de amenaza (Desembocadura del Río Elqui, Tabla 8.4 y Pichidangui), resultados concordantes con los señalado por Tabilo et al. (2017).

Sólo en caso del estuario del río Elqui y el humedal de Pichidangui, la frecuencia de amenazas de nivel muy alto fue mayor que los niveles más bajos. Esto se debió a que el estuario de La Serena, ha estado sometido a una gran presión de urbanización en el borde sur (ver Capítulo 9) lo que ha afectado a varios elementos y procesos de este humedal, especialmente en la zona cercana a la ruta 5. Es en esta zona donde la ciudad ha ido expandiendo su frontera, ampliando carreteras, desarrollando proyectos inmobiliarios y rellenando sobre las formaciones vegetales del humedal, comprimiendo aun más la ribera natural del río Elqui. Por otra parte, el estuario recibe una gran cantidad de personas en el periodo estival, pero su localización todavía impone una mayor dificultad de acceso. A una escala menor, algo similar ocurre en Pichidangui, pero el acceso de personas y vehículos a este humedal no presenta mayores restricciones.

La basura orgánica representa un 70 % de frecuencia relativa de las amenazas a los humedales costeros de la Región, donde los niveles más altos de esta amenaza se registraron en los humedales del Río Elqui, Estero Culebrón y Pichidangui. Una de las características comunes de estos humedales es precisamente que se encuentran dentro del área urbana de La Serena, Coquimbo y Pichidangui, respectivamente.



**Tabla 8.5.** Valores globales jerárquicos de las amenazas registradas en el estuario del Río Elqui durante el presente estudio. Se indican también la relación entre presiones y fuentes de las mismas.

FUENTES DE PRESIÓN		PRESIÓN										VALOR JERÁRQUICO GLOBAL								
		DETERIORO DE LA CALIDAD DEL AGUA	CONTAMINACIÓN DEL SUELO	COMPACTACIÓN DEL SUELO	FRAGMENTACIÓN DEL SUELO	PÉRDIDA DE FAUNA	PÉRDIDA DE COBERTURA VEGETAL	CAMBIOS EN LA HIDROLOGÍA												
BASURA INORGÁNICA	CONTRIBUCIÓN	ALTO	BAJO	MEDIO	MUY ALTO	BAJO	MUY ALTO	BAJO	MUY ALTO	MUY ALTO	MEDIO				MUY ALTO					
	IRREVERSIBILIDAD			ALTO	ALTO	BAJO	MEDIO	BAJO	MUY ALTO	MUY ALTO										
	VALOR GLOBAL			MEDIO	MEDIO	BAJO	ALTO	BAJO	MUY ALTO	MUY ALTO										
BASURA ORGÁNICA	CONTRIBUCIÓN	MEDIO	BAJO													MEDIO				
	IRREVERSIBILIDAD	MUY ALTO	BAJO																	
	VALOR GLOBAL	ALTO	BAJO																	
TRÁNSITO DE VEHÍCULOS TODO TERRENO	CONTRIBUCIÓN		BAJO	BAJO	MEDIO	BAJO	MEDIO	BAJO	MEDIO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	MEDIO	MEDIO			
	IRREVERSIBILIDAD		BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	MEDIO		
	VALOR GLOBAL		BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	MEDIO		
EXCESO DE VISTACIÓN	CONTRIBUCIÓN				MUY ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO									ALTO		
	IRREVERSIBILIDAD				BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO										ALTO	
	VALOR GLOBAL				BAJO	BAJO	BAJO	BAJO	BAJO										ALTO	
CAZA	CONTRIBUCIÓN									MEDIO	MEDIO	MEDIO	MEDIO	MEDIO	MEDIO				BAJO	
	IRREVERSIBILIDAD																			BAJO
	VALOR GLOBAL																			BAJO
ALTERACIÓN DEL CAUDAL	CONTRIBUCIÓN																			ALTO
	IRREVERSIBILIDAD																			ALTO
	VALOR GLOBAL																			ALTO
USO DE MAQUINARIA PESADA	CONTRIBUCIÓN																			ALTO
	IRREVERSIBILIDAD																			ALTO
	VALOR GLOBAL																			ALTO
URBANIZACIÓN	CONTRIBUCIÓN																			MUY ALTO
	IRREVERSIBILIDAD																			MUY ALTO
	VALOR GLOBAL																			MUY ALTO

**Tabla 8.6.** Amenazas que afectan a la cadena de humedales costeros de la Región de Coquimbo. Nivel de amenazas en colores: Blanco= Ausente, Verde= Bajo, Amarillo= Medio, Naranja= Alto, Rojo= Muy Alto.

Amenazas/Objetos de conservación	La Boca	Laguna Saladita	Desembocadura Río Elqui	Estero Culebrón	Laguna Adelaida	Estero Tongoy	Salinas Chica	Salinas Grande	Pachingo	Desembocadura Río Limarí	La Cebada	El Teniente	Desembocadura Río Choapa	Chigualoco	Laguna Conchalí	Quilimarí	Pichidangui	Calificación global de la amenaza	
Basura orgánica	Verde	Verde	Amarillo	Amarillo	Verde	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Amarillo	Verde	Verde	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo
Basura inorgánica	Verde	Amarillo	Rojo	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Amarillo	Verde	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo
Construcción de caminos	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Tránsito de vehículos todo terreno	Verde	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Amarillo	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Uso de maquinaria pesada	Verde	Verde	Rojo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Caza	Verde	Verde	Amarillo	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Extracción de agua	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Exceso de visitación	Verde	Verde	Amarillo	Amarillo	Verde	Amarillo	Verde	Verde	Amarillo	Verde	Amarillo	Verde	Amarillo	Amarillo	Verde	Amarillo	Verde	Verde	Verde
Presencia de ganado doméstico	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Marejadas	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Alteración del caudal	Verde	Verde	Rojo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Extracción de áridos	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Lavado de vehículos	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Urbanización	Verde	Verde	Rojo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Presencia de carretera doble vía	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Pesca artesanal	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Minería de dunas	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Extracción de algas	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Extracción de leña	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Estado de amenaza para los objetos y el sistema	Verde	Amarillo	Rojo	Amarillo	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Amarillo	Verde	Amarillo	Verde	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Verde	Verde

Condición que favorece la existencia de amenazas relacionadas que actúan sinérgicamente en detrimento para estos humedales (Zedler & Leach 1998, Boyer & Polasky 2004). Dado además, que estos humedales se localizan en las playas del litoral, durante el periodo estival, las afecciones a los atributos ecológicos de estos humedales aumentan considerablemente, ya que estas ciudades reciben gran cantidad de visitantes que aprovechan las playas para descanso y recreación.

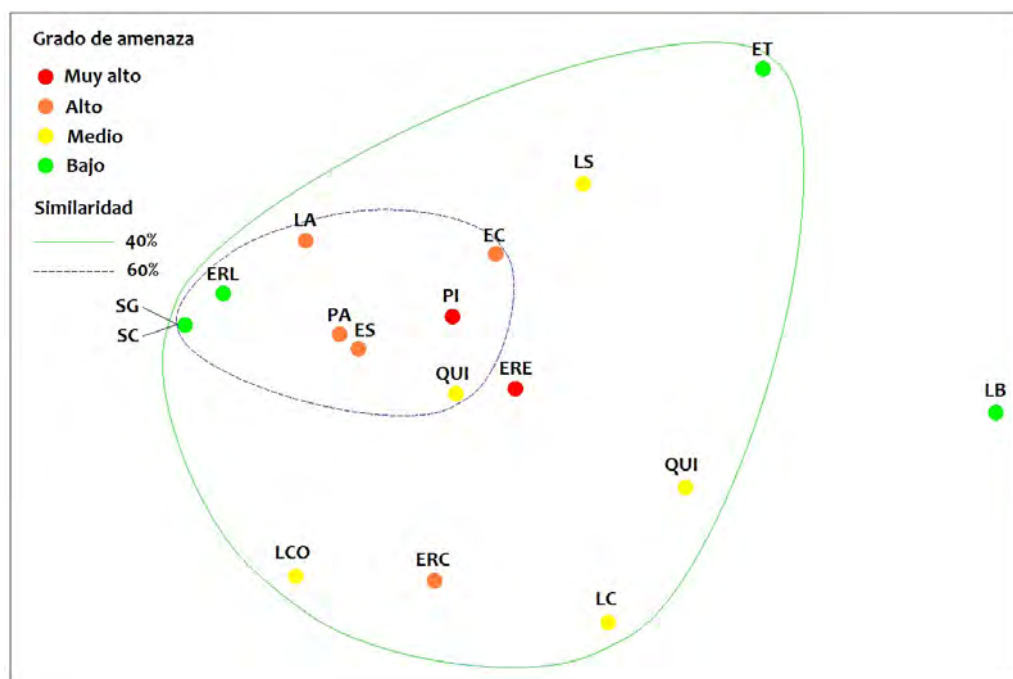
Por otra parte, el tránsito de vehículos todo terreno obtuvo un 64,7 % de frecuencia en la red de humedales costeros, pero a diferencia de la basura orgánica, el valor muy alto de amenaza sólo ocurrió en el humedal de Pichidangui. Para los humedales del río Choapa, Chigualoco y Laguna Conchalí, la amenaza del tránsito de vehículos



**Figura 8.3.** Vista aérea del Estero Tongoy al inicio de la playa Socos. En la fotografía se aprecian los terrenos compactados y desprovistos de vegetación, que deberían mantener una continuidad entre los parches de ambos lados de la fotografía.

todo terreno se sinergia con la presencia de la carretera, ya que en estos sitios hemos registrado fauna atropellada, como lechuzas (*Tyto alba*) y coipos (*Myocastor coypus*). Cabe destacar, que la caza de fauna silvestre, registró los valores más altos sólo en el estuario El Culebrón, Laguna Adelaida y Pichidangui, y no se observó en el humedal de La Boca. Las causas de esta amenaza varían entre dichos humedales: para el estero El Culebrón la caza es perpetrada por perros asilvestrados y en los otros humedales por personas con armas de fuego.

Entre los humedales que registraron una mayor ocurrencia de amenazas destacan el estuario del Río Elqui, estuario del Río Choapa y Laguna Conchalí. Algunas amenazas que afectan a estos humedales ya se habían reportado hace más de una década (ver CONAMA 2002, CAACH 2005, Ormeño 2005) y otras hace menos tiempo (ver Rivera et al. 2009), pero hasta el momento no se han tomado las medidas al respecto. Para el caso del Estero El Culebrón, es bien sabido que recibe presiones constantes a lo largo del año (Molina 2015), principalmente por encontrarse en una zona de alto flujo vehicular, y además ser parte del núcleo urbano de la ciudad de Coquimbo. Este humedal, además de haber perdido gran parte de su cobertura vegetal en su porción anterior, debido al tsunami de Japón en marzo 2011 que azotó la costa de la Bahía, presentó una elevada cantidad de basura orgánica, acumulada especialmente en la temporada estival. También presentó caza de fauna silvestre por perros callejeros (Bravo-Naranjo et al. 2019). Este humedal es quizás uno de los casos emblemáticos de la Región de Coquimbo en cuanto a la cantidad de información existente sobre



**Figura 8.4.** Análisis de escalamiento multidimensional no-paramétrico (NMDS por sus siglas en inglés) de las amenazas determinadas en el sistema de humedales de la Región de Coquimbo. LB= La Boca, LS= Laguna Saladita, DE= Desembocadura Río Elqui, ES= Estero el Culebrón, LA= Laguna Adelaida, ES= Estero Tongoy, SC= Salinas Chica, SG= Salinas Grande, PA= Pachingo, DL= Desembocadura Río Limarí, LC= La Cebada, ET= El Teniente, SH= Desembocadura Río Choapa, CH= Chigualoco, LA= Laguna Conchalí, QU= Quilimarí, PI= Pichidanguí.

sus problemáticas ambientales y en cuanto a los intentos de desarrollar estrategias de protección y conservación de su biodiversidad e integridad ecológica.

#### **SIMILARIDAD DE LAS AMENAZAS REGISTRADAS**

Un dendrograma de similitud de amenazas (Figura 8.4) reveló algunas semejanzas entre los tipos y la calificación global de las amenazas del sistema de humedales de la Región. En su conjunto, la red de humedales de Coquimbo comparten un 40% de similitud en sus amenazas. Los únicos sitios que compartieron el 100% del tipo y grado de amenaza fueron los humedales de Salinas Chica (SC) y Salinas Grande (SG). Este agrupamiento podría estar explicado por la cercanía entre estos dos humedales, lo que facilitaría que cualquier presión que afecte al paisaje litoral en forma global, también afecte en la misma magnitud a cada sistema en particular. Aunque también se esperarí que ocurriera algo similar en Pachingo y Estero Tongoy, que se localizan a una distancia similar de Salinas Grande o Salinas Chica, respectivamente; nuestras observaciones indican que a diferencia del primer grupo (Salinas Chica-Salinas Grande), Pachingo presenta actualmente una presión de desarrollo inmobiliario en su borde sur, donde el paisaje se ha ido fragmentando y

perdiendo gran parte de su cobertura vegetal. Además su desembocadura ha sido intervenida frecuentemente y actualmente es cruzada por una calle con tránsito permanente. Los humedales de Salinas Chica y Salinas Grande a su vez, comparten sobre un 80% de similitud en las amenazas con el estuario Río Limarí.

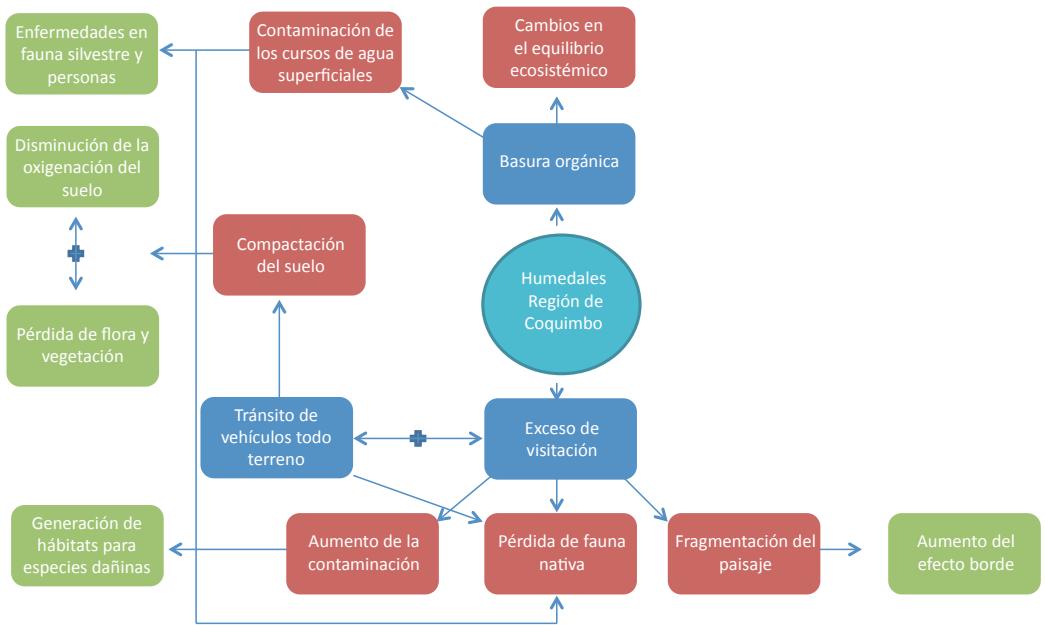
Otros humedales como Pachingo (PA) y estero Tongoy (ES) también presentaron una alta similitud en sus amenazas (Figura 8.4). Esto se debería básicamente a la gran presión turística que reciben las lagunas costeras de las Bahía Barnes y el Estero Tongoy en verano. El humedal El Teniente (ET) registró una separación del resto de humedales del sistema, pero se mantiene dentro del 40 % de similitud. Este lugar se caracterizó por presentar presiones como la extracción de agua y la presencia de ganado doméstico, que al igual que el humedal de La Cebada se encuentra en un territorio perteneciente a una comunidad agrícola (Vergara et al. 2005).

Desde la desembocadura del río Limarí hacia la zona sur, las fuentes de presión comienzan a cambiar. Estas se relacionan principalmente con el uso consuntivo de los humedales. A razón de esta situación, la posición relativa de los humedales de La Cebada (LC), El Teniente (ET), estuario río Choapa (ERC), Chigualoco (CHI), Laguna Conchalí (LCO), Quilimarí (QUI) y Pichidangui (PI) en el gráfico NMDS (Figura 8.4) está separada del resto de los humedales costeros de la Región. El uso consuntivo al que se hace mención, se debe principalmente a que dichos humedales se encuentran en comunidades agrícolas, los que aprovechan parte de los recursos de estos ecosistemas para la agricultura y la ganadería menor (Schneider 2014). En algunos casos, éstos podrían representar una amenaza para algunos humedales, más aún cuando en la actualidad no existen planes de manejo para estos ecosistemas.

### **Manejo de amenazas identificadas**

La basura orgánica se presentó en 11 de los 17 humedales (65%), y presentó valores de amenaza que variaron desde muy bajo hasta muy alto, pero la ocurrencia de al menos dos valores altos y un nivel muy alto, determinaron su calificación global de amenaza alta para la cadena de humedales costeros de Coquimbo. Para algunos humedales como La Boca, Laguna Saladita y los humedales de la Bahía de Tongoy, de momento, la basura orgánica no reviste mayor preocupación. Especialmente en Tongoy, se mantienen constantes campañas de limpieza que son organizadas por la Agrupación David León Tapia y Ruta Patrimonial Bahía Tongoy.

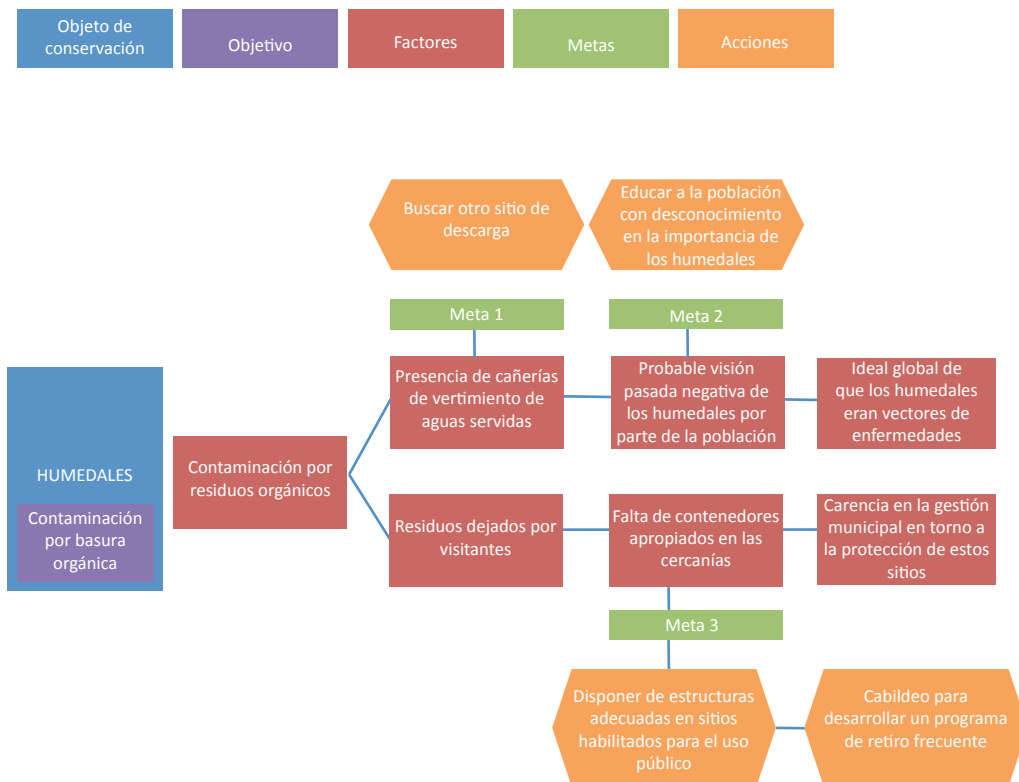
Uno de los mayores impactos realizados por el hombre en los humedales y otras áreas naturales es la acumulación de residuos plásticos y basura orgánica (Derraik 2002), que además de contribuir a la degradación paisajística y la producción de malos olores, pueden ser ingeridos por la fauna silvestre reduciendo su condición corporal, tasas reproductivas, comportamiento o simplemente aumentando la mortalidad (Azzarello & Van Vleet 1987; Carrillo 1989; Mrosovsky et al. 2009). Uno de los efectos observados en los humedales estuario río Elqui y estero el Culebrón es la proliferación de la rata negra (*Rattus rattus*), una especie de roedor dañino de gran tamaño que tiene efectos negativos sobre la fauna, especialmente en depredar a las poblaciones de aves (Atkinson 1977).



**Figura 8.5:** Modelo conceptual para disminuir la contaminación por basura orgánica en los humedales de la Región de Coquimbo de la basura orgánica, exceso de visitación y tránsito de vehículos (recuadros azules), sus factores de presión y la cascada de efectos (recuadros verdes) producidos sobre los distintos componentes de los humedales.

En la cadena de humedales costeros de la Región de Coquimbo destacan algunas amenazas como la basura orgánica, el tránsito de vehículos todo terreno, la caza ilegal, el exceso de visitación y la urbanización. Para documentar cómo algunas de estas amenazas se relacionan y cuáles elementos o procesos del humedal perjudican al ecosistema, desarrollamos un modelo conceptual y un análisis de cascada de efectos (Figura 8.5), considerando tres amenazas recurrentes encontradas en estos sistemas naturales. Así, para el caso de la basura orgánica (Figura 8.5) esta amenaza tiene dos efectos sobre los humedales (recuadros rojos): Cambios en el equilibrio ecosistémico y contaminación de las aguas superficiales. El primero dice relación con la aparición de especies plagas o invasoras como la rata negra, palomas y gorriones. La segunda produce eutrofización de los cuerpos de agua y aumento excesivo de la producción de algas. Por otra parte el Exceso de Visitación y el Tránsito de Vehículos todo terreno (ver Figura 8.5), produce un aumento de la contaminación, pérdida de fauna nativa y fragmentación del paisaje (recuadros verdes). Todos estos efectos, inciden además sobre la aparición y transmisión de enfermedades a la fauna silvestre y a las personas, la disminución de la oxigenación del suelo, la pérdida de flora y vegetación, la generación de hábitat para especies dañinas y el aumento del efecto borde sobre los humedales (recuadros verdes), con el consecuente desplazamiento y extinción local de la fauna y flora nativa de estos ecosistemas.

Para el caso de la basura orgánica (Figura 8.6), que fue una de las amenazas con mayor frecuencia registrada en el sistema de humedales costeros, presentamos

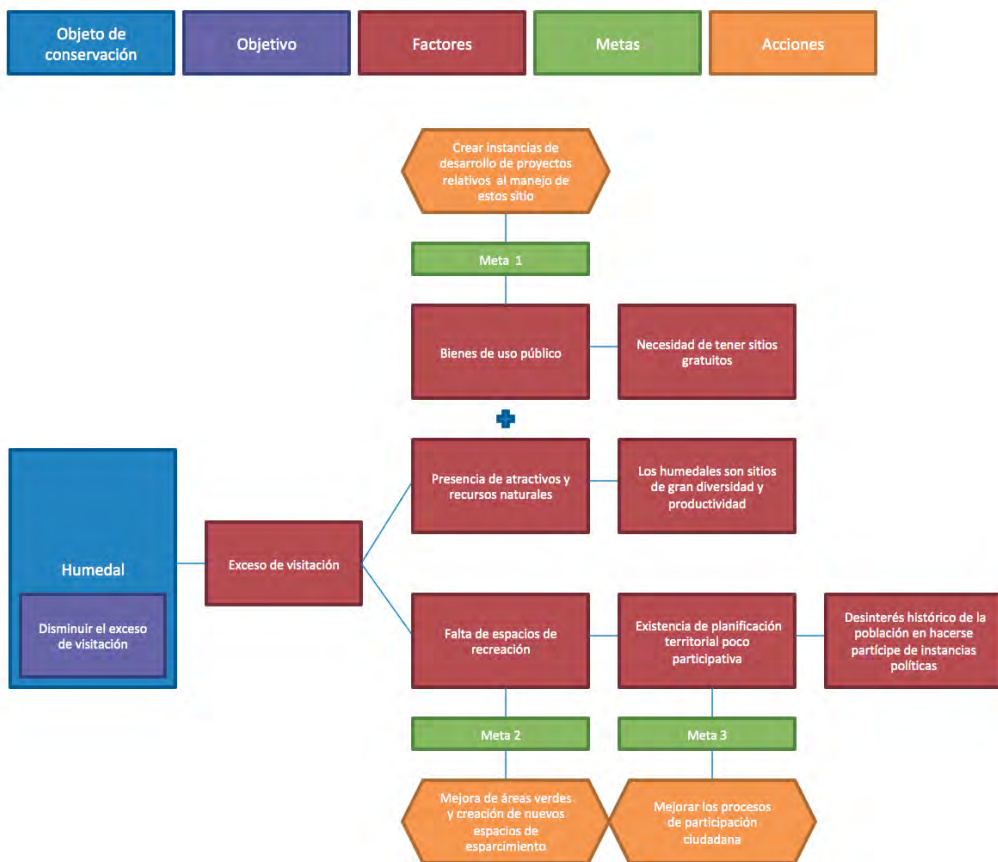


**Figura 8.6:** Modelo conceptual para disminuir la contaminación por basura orgánica en los humedales de la Región de Coquimbo. Se señalan los factores de presión (recuadros rojos) y las acciones a desarrollar (recuadros naranja) para reducir esta amenaza.

un modelo conceptual donde dispusimos una serie de factores que generan la amenaza (cuadros de color rojo). Este tipo de herramienta puede ser usado como método de priorización de acciones (polígonos de color naranja) que favorezcan la eliminación o disminución de los agentes causantes de deterioro a los atributos del objeto de conservación (Trujillo et al. 2014), que en nuestro caso son los humedales costeros de la región de Coquimbo.

La contaminación por residuos orgánicos, en general es producida por cañerías de vertimiento de aguas servidas, así como por los residuos dejados por los visitantes en los humedales (recuadros rojos). Entre las causas probables de estos factores se encuentran una visión negativa de los humedales que persiste hasta la actualidad (Ver Capítulo 10) y también a una falta de contenedores apropiados para el depósito de la basura, especialmente en temporadas de alta visitación. Para estos factores de presión se establecen metas (recuadros verdes) y acciones (recuadros naranjas) que podrían dar la solución para reducir o eliminar esta amenaza y la cascada de efectos sobre el ecosistema. Para ello es necesario acciones de educación e infraestructura ambiental, que involucran el esfuerzo conjunto de la comunidad, los organismos de competencia ambiental y las municipalidades respectivas.

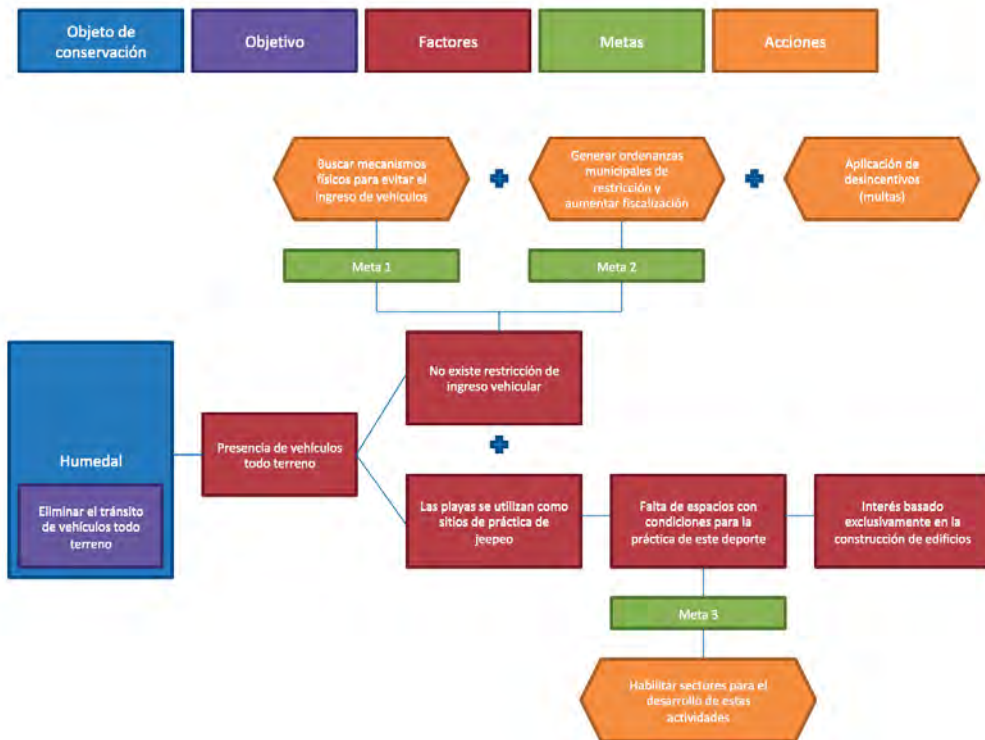
Otra gran amenaza para la integridad ecológica de los humedales de Coquimbo fue



**Figura 8.7:** Modelo conceptual para disminuir el exceso de visitación en los humedales de la Región de Coquimbo. Se señalan los factores de presión (recuadros rojos) y las acciones a desarrollar (recuadros naranjas) para reducir esta amenaza.

el exceso de visitación (Figura 8.7), la cual afecta a 14 (82,3 %) de los 17 humedales estudiados. Esta amenaza, que además está relacionada con la presencia de vehículos todo terreno, presentó el valor más alto en Pichidanguí. Además de los factores de presión (recuadros rojos) registrados, el exceso de visitación afecta el comportamiento, estado físico e interacciones de individuos, poblaciones y comunidades de los humedales (Boyle & Samson 1985, Knight & Cole 1995, Leung & Marion 2000), produciendo además una disminución de su biodiversidad (Cole & Knight 1990). Una de las posibles razones del uso intensivo y extensivo de los humedales costeros, además de su cercanía a los centros urbanos, podría estar relacionada con los pocos espacios verdes en nuestras ciudades, así como la escasa regulación y fiscalización de estos sitios. Algunas estrategias para disminuir dicha amenaza (Figura 8.7), serían aumentar y mejorar las áreas verdes de la ciudad (e.g. Parque Coll), la creación de más lugares de esparcimiento en el núcleo urbano (e.g. Cerro Grande y otros sitios eriazos), integrar las áreas ribereñas y el borde costero en la planificación urbana, y aumentar el financiamiento para el desarrollo de planes de manejo de estos sitios.





**Figura 8.8:** Modelo conceptual para disminuir el tránsito de vehículos todo terreno en los humedales de la Región de Coquimbo. Se señalan los factores de presión (recuadros rojos) y las acciones a desarrollar (recuadros naranja) para reducir esta amenaza.

Cabe destacar que los efectos del exceso de visitación en los suelos de los humedales son similares al generado por vehículos todo terreno (Liddle 1997). Por ejemplo, el efecto de los peatones sobre la vegetación ocasionó una disminución en los sitios de alimentación de *Branta bernicla*, con los consecuentes cambios en la abundancia de esta ave (Westerterp et al. 1995). Este tipo de comportamiento es predecible debido a que los animales deciden dónde y cómo alimentarse basándose en los riesgos de depredación e inanición (Lima & Dill 1990, Lima 1998). También se ha demostrado el efecto negativo de la visitación a los humedales sobre el éxito de anidación y el tiempo de incubación de los nidos (McGowan & Simons 2006). Para el estero El Culebrón, se ha reportado una disminución del 1% de la riqueza de aves por cada visitante a este humedal (Chávez-Villavicencio et al. 2015). Las actividades recreativas en los humedales impactan notoriamente en el ensamble de aves que se reproducen en ellas, así como la presencia de aves migratorias, disminuyendo sus hábitats de forrajeo y reposo, provocando su desplazamiento y su alimentación en sitios con menor abundancia de presas (Burger 1986), aumentando de este modo la competencia por los recursos del humedal y la vulnerabilidad a la depredación (Burger 1995).

El tránsito de vehículos en las inmediaciones de los humedales (Figura 8.8), es otra amenaza de alto valor y recurrente en la Región de Coquimbo, la cual se encuentra en estrecha relación con el exceso de visitación, Esta amenaza tiene efectos inmediatos en la fragmentación del paisaje, pérdida de fauna nativa y en la compactación del suelo. Aunque dichos efectos sobre humedales ha sido poco evaluados en Chile, se conocen sus consecuencias en otros ecosistemas como dunas, permafrost y desiertos (Ahlstrand & Racine 1993, Webb & Wilshire 1993). En Coorong, al sur de Australia, se estima que el 81% de los nidos de chorlitos encapuchado son triturados por vehículos (Buik & Paton 1989) y pese a que los conductores se encuentran advertidos de esta situación, estas pequeñas aves son muy difíciles de avistar aún estando fuera de un vehículo, tal como ocurre con el chorlo nevado (*Charadrius nivosus occidentalis*) en los humedales de playa de la Región (Küpper et al. 2011). Estas inconspicuas aves se refugian en los rutas o huellas de las ruedas, detrás de escombros y en sitios de transición compuestos de vegetación y algas marinas (Weston 2003), por lo que es muy difícil evitar su atropellamiento.

Además, debido a que no existe mayor fiscalización para el ingreso vehicular a las playas y al creciente interés de utilizar estos ecosistemas como práctica de jeepeo (Figura 8.8, recuadros rojos), creemos que las acciones a desarrollar para disminuir estos factores de presión deberían orientarse al cierre físico de la zona de influencia del humedal (Tabilo et al. 2017), al desarrollo de ordenanzas municipales, y al aumento de fiscalizaciones y multas (Figura 8.8, recuadros naranjas). Por otro lado, también sería posible la habilitación de sitios apropiados para realización de estas actividades en otras zonas de la Región. Buscar una solución parsimoniosa a favor de la conservación de los humedales y de las prácticas de jeepeo, podría evitar futuros conflictos de interés entre recreación y conservación de los humedales costeros de Coquimbo.

## CONCLUSIONES

Los humedales costeros urbanos de la Región de Coquimbo, son los que presentan el mayor grado de amenaza, seguido de los periurbanos y los rurales, que se encuentran en mejores condiciones. Aunque el número y magnitud de las presiones que sufren los humedales de la Región son similares, cada uno cuenta con fuentes de presión que varían en número y magnitud, lo que determina a su vez, sus diferentes niveles de amenaza. Por esta razón, el desarrollo de estrategias de conservación de los humedales costeros, debería conllevar un tratamiento particular para cada sitio, y cuyo éxito dependerá de la influencia e interés de los actores clave.

Aquellos humedales que actualmente cuentan con la designación de Sitio Ramsar no los excluye de las amenazas comunes al resto de los humedales de la Región. Por lo tanto, para estos humedales, como aquellos que no cuentan con alguna categoría de protección, se hace imperioso el desarrollo de planes de manejo o conservación.

A pesar de que gran parte de las amenazas a los humedales de la Región de Coquimbo llevan al menos diez años en la esfera pública y con varios estudios al respecto, aún los esfuerzos de conservación siguen siendo insuficientes, debido principalmente a que la mayoría de estos ecosistemas se localizan en terrenos privados. Los esfuerzos de conservación deberían orientarse al desarrollo de estrategias que

disminuyan las fuentes de presión que representan grandes amenazas, como el exceso de visitación, y la presencia de desechos orgánicos, que afectan alrededor del 60% de los humedales de la Región de Coquimbo.

## LITERATURA CITADA

Araya J (1971). Bases geomorfológicas para una división de las costas de Chile. *Revista de Geografía de Chile* 21-22:5-3.

Ahlstrand GM & Racine CH (1993). Response of an Alaska, USA, shrub-tussock community to selected all-terrain vehicle use. *Arctic Res.* 25: 142-149.

Atkinson IAE (1977). A reassessment of factors, particularly *Rattus rattus* L., that influenced the decline of endemic forest birds in the Hawaiian Islands. *Pacific Science* 31: 109-133.

Azarello MY & Van Vleet ES (1987). Marine birds and plastic pollution. *Marine Ecology Progress Series* 37: 295-303.

Bernert J, Eilers JM, Eilers BJ, Blok E, Daggett SG & Bierly KF (1999). Recent wetlands trends (1981/82–1994) in the Willamette Valley, Oregon, USA. *Wetlands* 19: 545-559.

Boyer T & Polasky S (2004). Valuing urban wetlands: A review of non-market valuation studies. *Wetlands* 24: 744-755.

Boyle SA & Samson FB (1985) Effects of non-consumptive recreation on wildlife: a review. *Wildlife Society Bulletin* 13: 110-116.

Bravo J & Windevoxhel NJ (1997) Manual para la identificación y clasificación de humedales en Costa Rica. IUCN/ORMA – MINAE – Embajada Real de los Países Bajos. San José, Costa Rica. 37 pp.

Bravo-Naranjo V, Jimenez RR, Zuleta C, Rau JR, Valladares P & Piñones C (2019) Selección de presas por perros callejeros en el humedal Estero Culebrón (Coquimbo, Chile). *Gayana* (En Prensa).

Brinson NM & Malvárez AI (2002). Temperate freshwater wetlands: Types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29: 115–133.

Buick AM & Paton DC (1989). Impact of off-road vehicles on the nesting success of Hooded Plovers *Charadrius rubricollis* in the Coorong Region of South Australia. *Emu* 89: 159-72.

Burger J (1986). The effect of human activity on shorebirds in two coastal bays in North eastern United States. *Environmental Conservation* 13: 123-130.

Burger J (1995). Beach recreation and nesting birds. In: Knight RL & Gutzwiller KJ (eds). *Wildlife and Recreationists: Coexistence Through Management and Research*. Island Press, Washington, DC, USA. 389 pp.

CAACH (2005) Los humedales no puedes esperar: Manual para el uso racional del sistema de humedales costeros de Coquimbo. Corporación Ambientes Acuáticos de Chile, CAACH. Luna Quevedo D (ed.) Santiago, Chile. 136 pp.

- Campillay R, Cisternas D, Vargas J & Castillo C (2016). Perturbaciones antrópicas en humedal desembocadura río Elqui. Unidad de investigación, Universidad de La Serena.
- Carrasco-Lagos P, Moreno R, Figueroa A, Espoz C & De la Maza C (2015). Sitios Ramsar de Chile. Seremi del Medio Ambiente Región Metropolitana de Santiago, Universidad Santo Tomás, Universidad de Chile y Conaf. 56 pp.
- Carrillo E (1989). Influencia del turismo en los patrones de comportamiento del mapachín en el Parque Nacional Manuel Antonio, Costa Rica. Tesis. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Cavieres MJ (2014). Diseño de un plan de manejo ecosistémico para la conservación ambiental del humedal El Culebrón. Tesis. Universidad Academia de Humanismo Cristiano.
- Ceraza MD & Martínez LA (2007). Determinación de impactos ambientales causados por el desarrollo urbano en el Estero Culebrón, IV Región, Chile, aplicando metodología SIG. Tesis. Universidad Católica del Norte.
- Chávez-Villavicencio C, Molina-Pérez P & Tabilo-Valdivieso E (2015) Respuesta de la riqueza de aves en presencia de visitantes, vehículos y perros en el humedal “El Culebrón”, Chile. *The Biologist* (Lima) 13(2): 313-327.
- Clarke KR & Gorley RN (2006) *PRIMER v6: User manual/tutorial*. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth, UK.
- CONAMA (2002). Propuesta Estrategia Regional y Plan de Acción de la Biodiversidad IV Región de Coquimbo. Coquimbo. 20 pp.
- Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortés H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortés-Molina F (2017). Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central. En: Botello AV, Villanueva S, Gutiérrez J & Rojas G (eds.), pp. 243-262. *Vulnerabilidad de las Zonas Costeras de Latinoamérica al Cambio Climático*. UJAT, UNAM, UAC. México.
- Cole DN & Knight RL (1990). Impacts of recreation on biodiversity in wildness. In: Proc. Symp. Wilderness Areas: Their impact. Utah State University, Logan, pp.33-40.
- Derraik JGB (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44: 842-852.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny ML & Sullivan CA (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Dugan PJ (ed) (1990). *Wetland conservation: A review of current issues and required action*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Dugan PJ (ed) (1992). *Conservación de Humedales. Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Ehrenfeld JG (2000). Evaluating wetlands within an urban context. *Ecological Engineering* 15: 253-265.
- Estades CF, Vukasovic MA & Aguirre J (2012). Aves en los humedales costeros de Chile. En:

- Humedales Costeros de Chile. Fariña JM & Camaño A (eds). Ediciones Universidad Católica de Chile. pp. 2-19.
- Figuroa R, Suarez ML, Andreu A, Ruiz VH & Vidal-Abarca MR (2009) Caracterización ecológica de los humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana* 73: 76-94.
- Finalyson CM, Hollis GE & Davis TJ (eds) (1992). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. Proc. Symp., Grado, Italy 1991. IWRB Special Publications No. 20.
- Gibbs JP (1993) Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-31.
- Granizo T, Molina ME, Secaira E, Herrera B, Benítez S, Maldonado O, Libby M, Arroyo P, Ísola S & Castro M (2006) *Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA. TNC y USAIS*. Quito, Ecuador. 204 pp.
- Hartig EK, Grozev O & Rosenzweig C (1997). Climate change, agriculture and wetlands in Eastern Europe: Vulnerability, adaptation and policy. *Climatic Change* 36: 107–121.
- Hobbs RJ & Huenneke LF (1992). Disturbance, diversity and invasions: implications for conservations. *Conservation Biology* 6: 324–337.
- Hollis GE & Finalyson CM (1996). Ecological change in Mediterranean wetlands. In: *Methodological guide to monitoring Mediterranean wetlands*. Tomas-Vines P, Finalyson CM, Goldsmith B, Rufino R & Grillas P (eds). pp. 5–24. MedWet, Slimbridge, UK.
- IUCN-CMP (2006). *Unified classification of direct threats*. Version 1.0. The World Conservation Union-Conservation Measures Partnership. IUCN, Gland, Switzerland.
- Kiringe JW, Okello MM & Ekajul SW (2007). Manager's perceptions of threats to the protected areas of Kenya: prioritization for effective management. *Oryx* 41: 314-321.
- Knight RL & Cole DN (1995) Factors that influence wildlife responses to recreationists. In Knight RL & Gutzwiller KJ (eds.) *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research*. Island Press, Washington DC, USA. Pp 71–79.
- Küpper C, Aguilar E & González O (2011). Notas sobre la ecología reproductiva y conservación de los chorlos nevados *Charadrius nivosus occidentalis* en Paracas, Perú. *Revista Peruana de Biología* 18: 091-096.
- Leung Y & Marion J (2000). Recreational impacts and management in wilderness: a state-of-knowledge review. In: *Wilderness Science in the Time of Change conference* (pp. 23-27). Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Lehtinen RM, Galatowitsch SM & Tester JR (1999) Consequences of habitat loss and fragmentation for wetlands amphibian assemblages. *Wetlands* 19: 1-12.
- Liddle MJ (1997). *Recreation Ecology*. Chapman & Hall. London, UK. 639 pp.
- Lima SL & Dill LM (1990) Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619-340.

- Lima SL (1998) Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48:25-34.
- Marquet PA, Abades S & Barría I (2012). Distribución y Conservación de Humedales Costeros: Una Perspectiva Geográfica. En: Humedales Costeros de Chile. Fariña JM & Camaño A (eds). Ediciones Universidad Católica de Chile. pp. 2-19.
- MEA (2005). Ecosystems and human wellbeing: Wetlands and water synthesis. World Resources Institute, Washington DC.
- McGowan CP & Simons TH (2006). Effects of human recreation on the incubation behavior of american oystercatchers. *The Wilson Journal of Ornithology* 118: 485-493.
- McGranahan G, Balk D & Anderson B (2007) The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization* 19: 17-37.
- McLeod EM, Guay PJ, Taysom AJ, Robinson RW & Weston MA (2013). Buses, cars, bicycles and walkers: The influence of the type of human transport on the flight responses of waterbirds. *PLOS ONE* 8: 1-10.
- Miller W & Boulton AJ (2005). Managing and rehabilitating ecosystem processes in regional urban streams in Australia. *Hydrobiologia* 552: 121-133.
- Mrosovsky N, Ryan GD & James MC (2009). Leatherback turtles: the menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin* 58: 287-289.
- Molina P (2015). Propuesta de Plan de Manejo para la Avifauna del Humedal “El Culebrón”. Región de Coquimbo, Chile. Tesis. Universidad Católica del Norte. 160 pp.
- Monaghan P (1992) Seabirds and sandeels: the conflict between exploitation and conservation in the North Sea. *Biodiversity Conservation* 1: 98-111.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca G & Kent J (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naiman RJ & Decamps H (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- NatGeo (2016) Antes de Nueva York. National Geographic. USA. Recuperado de [https://www.nationalgeographic.com.es/historia/grandes-reportajes/antes-de-nueva-york\\_190/1](https://www.nationalgeographic.com.es/historia/grandes-reportajes/antes-de-nueva-york_190/1).
- Ormeño JA (2005). Estrategias de conservación de la biodiversidad en el humedal costero El Culebrón, Coquimbo, Chile, desde la perspectiva del uso de suelo y sus impactos sobre el ecosistema. Tesis. Universidad Católica del Norte.
- RAMSAR (1999a). Marco Para Evaluar el Riesgo en Humedales. Resolución VII. 10. VII Reunión de la Conferencia de las Partes Contratantes de la Convención sobre los Humedales. San José, Costa Rica.
- RAMSAR (1999b). La Restauración como Elemento de Planificación Para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales. Sesión Técnica II. Planificación nacional para la conservación

y el uso racional de los humedales. Documento 4. COPT7 DOC. 17.4. VII VII Reunión de la Conferencia de las Partes Contrastantes de la Convención sobre los Humedales. San José, Costa Rica.

Richardson CJ (1994). Ecological functions and human values in wetlands: a framework for assessing forestry impacts. *Wetlands* 14: 1-9.

Rivera L, Quiroz S & Arancibia J (2009). Propuesta de plan integral de restauración del humedal El Culebrón, Región de Coquimbo. Informe técnico. La Serena. 204 pp.

Rojas F (2003). Sustentabilidad y Desarrollo en el Borde Costero. Conferencia “Ciencia, Políticas Públicas y Desarrollo Económico en los Ecosistemas Costeros de Chile”. Santiago de Chile, 18-20 Noviembre 2002. e-boletín FLACSO-Chile. 24 pp.

Salafsky N, Salzer D, Ervin J, Boucher T & Ostlie W (2003) Conventions for defining, naming, measuring, combining, and mapping threats in conservation: an initial proposal for a standard system. Conservation Measures Partnership, Washington, D.C. USA.

Schneider N (2014). Ordenamiento y autogestión territorial en Comunidades Agrícolas de la Región de Coquimbo: El caso de la Comunidad Agrícola Peña Blanca, Ovalle. Tesis. 218 pp.

Tabilo E, Burmeister J, Chávez-Villavicencio C & Zöckler C (2017). Humedales y aves migratorias en la costa árida del Pacífico Sudamericano. Reporte técnico, Segunda versión. 93 pp.

Trujillo A, Peraza M, Marina JG, Bravo-Naranjo V, Herrera C & Hoyos DG (2014) Plan de Conservación Corredor Biológico Interurbano Subcuenca del Río Torres. Informe Técnico. Departamento de Recursos Naturales. Compañía Nacional de Fuerza y Luz. San José, Costa Rica.

Turner K (1991). Economics and wetland management. *Ambio* 20: 59-63.

Turner RK, Van der Bergh JCJM, Söderqvist T, Barendregt A, Van der Straaten J, Maltby E & Van Lerland EC (2000). Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economy* 35:7–23.

UNIDSR/UNDP (2012) A toolkit for integrating disaster risk reduction and climate change adaptation into Ecosystem Management of Coastal and Marine Areas in South Asia. Outcome of the South Asian Consultative Workshop on “Integration of disaster risk reduction and climate change adaptation into biodiversity and ecosystem management of coastal and marine areas in South Asia”, held in New Delhi on 6 and 7 march. New Delhi: UNDP. 173 pp.

Van Schouwen GS, Fereyra ER, Schneider R, Ferreyra BR & Ahumada-Briones R (2012). Compactación de suelos y su control: Estudio de casos en el valle de Aconcagua. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile.

Van Vessen J, Hecker N & Tucker GM (1997). Inland wetlands. En: Tucker GM & Evans MI (eds). *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife Conservation Series, 6: pp. 125-158. BirdLife International. Cambridge, UK.

Vergara R, Toro H, Bonilla D & Meneses J (2005). Población y asentamientos humanos en el ámbito de las comunidades agrícolas - Región de Coquimbo. Instituto Nacional de Estadísticas. Santiago, Chile.

- Webb ER & Wilshire HG (1983). Environmental effects of off-road vehicles: impacts and management in arid regions. Springer-Verlag, New York.
- Westerterp KR, Donkers JH, Fredrix EW & Boekhoudt P (1995). Energy intake, physical activity and body weight: A simulation model. *British Journal of Nutrition* 73: 337-347.
- Weston MA (2003). Managing the hooded plover in Victoria: A review of existing information. Parks Victoria Technical Series N°4. Parks Victoria, Melbourne, Australia.
- Williams PH (1998). Key sites for conservation: area selection methods for biodiversity. En: Mace GM, Balmford A, Ginsberg JR. (eds.) *Conservation in a Changing World: Integrating Processes Into Priorities for Action*. Cambridge University Press, UK, pp 211-249.
- Young TF & Sanzone S (2012). A Framework for assessing and reporting on ecological condition: An SAB Report. Washington, USA.
- Zedler JB & Leach MK (1998). Managing urban wetlands for multiple use: research, restoration, and recreation. *Urban Ecosystems* 2: 189-204.
- Zedler JB (2003). Wetlands at your service: Reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology & the Environment* 1: 65-72.
- Zuleta C & Bravo V (2016). Propuesta de Conservación de Sitio Ramsar Humedales Bahía de Tongoy (Región de Coquimbo, Chile). Ministerio del Medio Ambiente, Región de Coquimbo & Universidad de La Serena, La Serena, Chile.



# IX. USOS Y DEGRADACIÓN DE LOS HUMEDALES costeros de la Región de Coquimbo

Halszka Paleczek-Alcayaga, Jorge Pizarro-Pardo, Víctor Bravo-Naranjo, Angélica Trujillo-Acosta & Carlos Zuleta



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 251-277 (2018).  
Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio Medio Ambiente



## CAPÍTULO IX: USOS Y DEGRADACIÓN DE LOS HUMEDALES

costeros de la Región de Coquimbo.

**Halszka Paleczek-Alcayaga<sup>1</sup>, Jorge Pizarro-Pardo<sup>2</sup> Víctor Bravo-Naranjo<sup>3</sup>, Angélica Trujillo-Acosta<sup>4</sup> & Carlos Zuleta<sup>3</sup>**

1. Fundación Cultural Chawal. La Serena, Chile. 2. Profesor de Historia y Ciencias Sociales, Universidad de La Serena. 3. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 4. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, Subdirección Científica. Bogotá, Colombia.

**RESUMEN:** Los humedales a lo largo del tiempo han sido percibidos por las personas de manera diferente. Sin embargo, su valor intrínseco como un sistema valioso permanece y prevalece por encima de otros ecosistemas. Los humedales, tal como se define en la Convención de Ramsar, son ecosistemas productivos que proporcionan bienes y servicios para las personas. Los usos y servicios que proveen los humedales costeros de Coquimbo se analizan a través una perspectiva histórica y actual. Se discute algunas presiones (e.g. urbanización creciente), efectos del cambio climático contemporáneo y otros problemas ambientales ocasionados por el uso actual de dichos ecosistemas.

Dado que las sociedades e instituciones que degradan los humedales son sistemas complejos, los estudios sobre la ecología e hidrología de los humedales son importantes, pero insuficiente para su conservación. La destrucción de los humedales es ayudada por percepciones erróneas, subsidios públicos, falta de planificación a escala local, enfoques sectoriales diversos y pensamiento disciplinario restringido. Se necesitan estrategias socio-culturales y de ecología política, para abordar las múltiples dimensiones en la conservación y valoración integral de los humedales costeros de la Región.

## INTRODUCCIÓN

Los humedales siempre han atraído a todas las entidades vivientes con la intención de satisfacer su necesidad primaria de agua, como sus necesidades de alimentos, materiales, refugio y también promovieron la evolución de varios grupos de organismos (Greb et al. 2006). La evidencia arqueológica que se remonta a tiempos prehistóricos demuestra esta estrecha relación entre los humanos y el agua. Los primeros asentamientos humanos fueron creados cerca de fuentes de agua dulce, donde su proximidad y abundancia determinaba la elección del sitio (Braudel 1995). El agua no solo aseguró la mantención de la vida humana y la biodiversidad, sino también proporcionó una serie de ventajas relacionadas con la recolección de alimentos (caza, pesca, frutos) y producción (cultivo, pastoreo), abundantes materiales para la construcción de viviendas (barro, cañas, madera), seguridad, defensa, comunicación y transporte (Theodoulou 2011). También facilitó el desarrollo del conocimiento y la tecnología como la construcción de embarcaciones, técnicas de navegación, molinos de agua, entre otros (Casson 1995).

Los humedales siempre han sido un elemento importante en el desarrollo de las civilizaciones. No es una coincidencia que las antiguas culturas hayan nacido en los valles de grandes ríos como el Tigris, el Éufrates o el Nilo. Los humedales también han contribuido a la economía, la integración social y la identidad de los pueblos. Sin embargo, el anhelo por el beneficio de su uso inmediato, ha reducido en gran medida su número en todo el mundo. Hoy, por ejemplo, más de la mitad de los humedales del Mediterráneo han desaparecido (Papayannis & Salathé 1999). Sin embargo, varios trabajos indican que los humedales no son apreciados y valorados adecuadamente. En muchos casos ha dominado la creencia histórica que estos lugares son tierras insalubres, improductivas, hostiles y hábitats de insectos dañinos y portadores de diversas enfermedades como la malaria y el dengue (Derne et al. 2015). Por lo que paradójicamente, los humedales han sido considerados como impedimento para el desarrollo del progreso humano (Mitsch & Gosselink 2007, Roger 2007).

Históricamente estos sitios han sido considerados idóneos para el desarrollo de la agricultura, por lo que durante la segunda revolución industrial (1800-1840), caracterizada por la internacionalización de la industria y el uso de la electricidad (de Motes 1992), centenares de humedales fueron secados y reconvertidos para uso agrícola (Dugan 1992). Esto ocasionó el éxodo rural y catalizó la desconexión entre la población y este tipo de ambientes (Naranjo-Ramírez et al. 2016), situación que sin dudas ha repercutido en la poca valoración de estos ecosistemas en la actualidad. Al mismo tiempo, se pensaba que estos ambientes podían ser domesticados cuando se disponiera de la tecnología apropiada (Keedy 2000). Este hecho provocó que en el mundo existieran numerosos casos de relleno y desecación, que en su mayoría tuvieron éxitos en términos productivos (Arroyo 1976, López-Bermúdez 1978, Alario-Trigueros 1989, Lagóstena-Barrios 2015). Posteriormente la urbanización y el desarrollo portuario ha sido los principales gestores en la pérdida y degradación de los humedales en el mundo (Pinder & Witherick 1990).

## PERSPECTIVA HISTÓRICA

Las culturas de América precolombina desarrollaron una íntima relación con todos los elementos que conformaban su ecosistema, especialmente los humedales, que correspondían a una relación positiva manifestada en la norma de regulaciones de la cacería, recolección y manejo de las especies y ecosistemas (Castro-Lucic 2003, Hermann 2006). Esta cosmovisión, que podría entenderse como la adecuada, en términos de conservación, fue probablemente inculcada por nuestros antepasados desde muy temprana edad (Heuzé & Luengas 1992). Para los antiguos habitantes de América existía una visión de hermandad, unión y origen común con los organismos que poblaban el universo (Lira 1997), en especial los animales, que eran seres creados por entidades superiores. Por ello al cazarlos se realizaban rituales de respeto, agradecimiento y ofrendas, ya que ellos proveían de alimento, abrigo y transporte (Lira 1997).

La llegada de los españoles y la posterior colonización del Nuevo Mundo, trajo consigo un cambio radical y una pérdida de la cosmovisión de los indígenas que poblaban América y la consecuente transformación de los ecosistemas (Heuzé & Luengas 1992). Esto favoreció la desaparición y destrucción de la organización social de los grupos indígenas y el aumento de la población, al comenzar el proceso de mestizaje (Rodríguez 1952). Con la introducción de la religión, se expandía la idea que los recursos naturales eran dispuestos por Dios para el dominio del hombre (Antropocentrismo), desarrollándose entonces un profundo cambio que comenzó con la introducción de flora y fauna desde Europa y la conversión de los sistemas naturales, en tierras cultivables, exentas de animales salvajes, pero sobre todo de gran superficie. Las zonas naturales eran vistas negativamente (Rodríguez 1952, Cottet et al. 2013), alterando la relación hombre-naturaleza y rompiendo la relación hombre-hombre a través de la desintegración de los núcleos familiares, con la separación de las mujeres de sus hogares para que prestaran servicios a los encomenderos (Rodríguez 1952). En Chile, en pleno apogeo de la invasión española en el siglo XVI, los grupos indígenas mantenían modos de vida vinculados a la costa (Viviani 1979, Jackson & Méndez 2005, Ballester et al. 2019), los que comenzaron a ser conocidos como Changos por los cronistas de la época. Hoy muchos de estos espacios naturales son habitados por los herederos modernos de esta tradición cultural, conservándose aún algunos aspectos de su antiguo modo de vida (Latcham 1910, Rothhamer et al. 2010, MOP 2012).

En el semiárido del norte de Chile, los humedales costeros y andinos han sido el escenario para el asentamiento y desarrollo de las sociedades precolombinas desde miles de años (Núñez et al. 2016). A diferencia de lo ocurrido al interior de los valles y la alta montaña, la confluencia de ecosistemas marinos y terrestres de la costa, fue capaz de dar a sus habitantes la estabilidad alimentaria, gracias a la riqueza y diversidad de sus recursos (Quevedo 1998, Jackson & Méndez 2005). Las costas del Norte Chico fueron pobladas en oleadas sucesivas, por grupos cazadores recolectores desde hace unos 9 mil años aproximadamente. Aunque actualmente estas fechas se encuentran en discusión a partir de los hallazgos en Monte Verde



**Figura 9.1:** Piedras tacitas de la quebrada el romeral a los pies de Puerto Velero. A). Piedra con vista al estero Tongoy. B). Piedra situada en el lecho de la quebrada El Romeral (Fotografías de Marcelo Torrejón)

(Meltzer et al. 1997), que implican la posibilidad que antiguos humanos hayan transitado por el litoral de Chile desde unos 13.500-14.500 años (Pino 2018). Algunos de estos grupos llegaron por la costa, desde Perú y Ecuador, trayendo consigo una tradición marítima especializada (Biskupovic et al. 2010, Falabella et al. 2016). Los habitantes de las costas chilenas siguieron un proceso de adaptación a un modo de vida costero, innovando en tecnologías como el anzuelo y la balsa, que ampliaron el espectro de recursos aprovechables (Llagostera 1989).

De esta forma, el litoral fue utilizado como un espacio de confluencia para diversos grupos humanos (Figura 9.1). Algunos de ellos provenían de las quebradas y valles andinos, e incluso desde el otro lado de la cordillera, e incursionaban hacia la costa de Chile, de manera periódica dentro de sus circuitos de movilidad y transhumancia (García & López-Frese 2007). De manera similar, los grupos costeros también se movilizaban hacia el interior, con el fin de obtener recursos e intercambiar productos. Otros grupos se desplazaban en sentido norte-sur habitando diversas playas y cuevas costeras, portando consigo conocimientos, herramientas y modos de vida propios de su tradición marítima (Biskupovic et al. 2010, Ballester et al. 2019).

La franja costera de la Región de Coquimbo es estrecha y accidentada, con un suave ascenso hacia la Cordillera de la Costa (Viviani 1979). La región meridional cuenta, además, con una mayor cantidad y variedad de cursos fluviales, cuyas

desembocaduras soportaban una amplia gama de especies vegetales y animales (Quevedo 1998, Jackson et al. 2004). Estos humedales costeros presentaban condiciones óptimas para el asentamiento humano, por lo que no resulta extraño encontrar importantes asentamientos prehispánicos como Quebrada Honda, Punta de Teatinos, El Olivar, Peñuelas, Quebrada El Romeral (Figura 9.1), Puerto Aldea, Agua Amarilla, entre otros. Muchos de estos sitios presentan extensos conchales con largas secuencias estratigráficas, los que además pueden asociarse con cementerios, piedras tacita (Figura 9.1), paneles de arte rupestre y otros elementos que denotan un sentido de territorialidad o apropiación simbólica del espacio (Ampuero & Rivera 1971, Troncoso et al. 2016b). Algunos de estos sitios siguieron utilizados por el hombre, transformándose en los actuales pueblos y ciudades de la costa del norte de Chile.

Una de las primeras evidencias de ocupaciones humanas en la costa semiárida provienen de la Quebrada Santa Julia en Los Vilos, donde se encontraron restos del caballo americano, de unos 11.000 años atrás (Jackson et al. 2004). Se trata, sin embargo, de un sitio de paso que conectaba con otros asentamientos como Tagua Tagua 1, en el valle de Chile Central. Estos hallazgos muestran una tendencia de ocupar antiguos lagos prehistóricos, donde habitaban grandes mamíferos hoy extintos (Núñez et al. 2016). Durante el periodo Arcaico, las poblaciones humanas se caracterizaban por llevar un modo de vida cazador recolector, incluyendo actividades de pesca en la costa (Kuzmanic & Castillo 1986, Cornejo et al. 2016). Los circuitos de movilidad de estos grupos involucraban grandes áreas del semiárido chileno, movilizándose en sentido norte sur y frecuentemente cruzando la Cordillera de los Andes (García & López-Frese 2007, Ballester et al. 2019).

En la costa de la Provincia de Elqui se han registrado sitios arcaicos en Guanaqueros y La Herradura, asociados a conchales que dan cuenta de un modo de subsistencia marítima, basadas en la recolección de moluscos, la caza de animales y la pesca (Kuzmanic & Castillo 1986, Jackson et al. 2004). Esto deriva del hallazgo en estos lugares de puntas de proyectil, raspadores, pesas de anzuelo, barbas de anzuelo, barbas de arpón y anzuelos de concha, por lo cual a estos antiguos pobladores se les asocia a la Cultura del Anzuelo de Concha definida por Bird (1943, 1946).

### **Cultura Huentelauquén**

Algunos de los primeros habitantes del norte semiárido fueron los cazadores recolectores del Complejo Cultural Huentelauquén, quienes muestran una arraigada adaptación litoral a lo largo de todo su desarrollo (9.500-7.000 años a.C) (Cornejo et al. 2016). Si bien existen huellas de este complejo cultural en el interior de los valles, la mayor parte de los campamentos se encuentran en torno a la costa, desde Antofagasta hasta Pichidangui. Estos grupos móviles de la transición Pleistoceno-Holoceno ocuparon reiteradamente campamentos residenciales y logísticos, varios de ellos con entierros (Belmar & Jackson 1998), así como otros sitios de agregación comunitaria de diferentes grupos cazadores, recolectores y pescadores (Falabella et al. 2016). Estos encuentros podrían haber representado instancias

para compartir productos, conocimientos e informaciones, además de reafirmar lazos socioculturales y/o de consanguinidad a través de actividades de carácter ceremonial (Jackson & Méndez 2005). Algunos de los elementos típicos de este complejo son las puntas lanceoladas pedunculadas y los litos geométricos, piedras talladas en formas geométricas de uso aún desconocido (Ampuero & Rivera 1971, Iribarren 1973).

El sitio Huentelauquén se ubica en la desembocadura del río Choapa, en el actual sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén, y se asocia su principal desarrollo a un entorno de humedal costero (Cornejo et al. 2016). Este corresponde a un extenso campamento conformado por un conchal asociado a varios entierros funerarios y en algunas sitios vestigios de arte rupestre (Figura 9.2). En esta zona se han encontrado restos de animales (camélidos, pingüinos, cánidos, roedores, y una variedad de aves y peces) asociados a herramientas líticas típicas de este complejo, como los emblemáticos litos geométricos. El Complejo Cultural Huentelauquén, datado entre 7.595 a 7.261 a.C. y 8.119 a 7.582 años a.C. (Cervellino et al. 2000) se interpreta como un campamento residencial, desde donde se realizaron actividades de caza terrestre, recolección y pesca marina (Cervellino et al. 2000).

Sitios de la cultura Huentelauquén estudiados por Méndez y Jackson (2006) en el litoral del Choapa, indican una clara orientación de sus habitantes hacia los recursos marinos, situándose en áreas con mayor abundancia de determinadas especies. Generando así, conchales mono-específicos en su composición malacológica, como por ejemplo 90% de machas (*Mesodesma donacium*). Sin embargo, la gama de productos litorales aprovechados por estos grupos fue mucho más amplia, en torno a una variedad de moluscos (bivalvos, gastrópodos y polioplacóforos), algunas especies de crustáceos, equinodermos, peces, mamíferos marinos (lobos de mar), así como algunas aves de hábitos exclusivamente litorales (Jackson y Méndez 2005). Otros sitios de este complejo se ubicaron en los bordes de las quebradas o en sus desembocaduras (donde existen lagunas y/o bosques relictuales), las cuales se orientaron a la caza y recolección de plantas y animales terrestres. En ellos se registran restos de guanaco (*Lama guanicoe*), zorros (*Pseudalopex* sp), varios roedores, aves y moluscos en baja frecuencia (Quevedo 1998, Jackson et al. 2004).

En el sitio Dunas Agua Amarilla (L.V.166) asociado a la desembocadura del estero Conchalí, se encuentra un campamento de cazadores recolectores que se asentaron temporalmente en la costa durante el Arcaico Medio (Jackson & Méndez 2005). El sitio se vincula con grupos de la vertiente oriental de los Andes, identificados como cultura Los Morrillos (Gambier 1986), con los cuales el contexto guarda claras similitudes en términos temporales y culturales. El sitio muestra evidencias de aprovechamiento de la fauna y flora local, tanto terrestre como marina, destacando entre los últimos el almejón (*Eurhormalea rufa*), una especie de bivalvo de gran tamaño y biomasa consumible. El material artefactual asociado a la obtención y procesamiento de alimentos sugiere una economía diversa en el procuramiento de alimentos, en base a herramientas de piedra para la caza y procesamiento de animales, pesas de red, morteros, molinos y guijarros (Falabella et al. 2016).



**Figura 9.2:** Petroglifo “piedra de la mula” ubicada en la quebrada Los Jilgueros en el secoano costero de Huentelauquén (Canela, Choapa).

Si bien la mayoría de sus ocupaciones se encuentran hacia el interior del semiárido chileno, estos grupos nómades mantuvieron rutas de movilidad que descendían por los valles fluviales a través de la Cordillera de los Andes, abarcando un territorio entre Argentina y la costa chilena (García & López-Frese 2007). Algunos de sus sitios más importantes son San Pedro Viejo de Pichasca, Papudo y Los Morrillos, este último al otro lado de la cordillera. Los pueblos costeros incursionaban también “tierra adentro” según la disponibilidad de recursos o para realizar intercambios con otros grupos del interior. Esto les permitió obtener mediante trueque, no sólo productos de distintos nichos ecológicos, sino también intercambiar información y saberes en general (Méndez & Jackson 2006). Estos lugares evidencian ocupaciones reiteradas, pero no continuas en el tiempo, sirviendo posiblemente también como sitios de congregación social entre de distintos grupos humanos de entonces.

Por otro lado, algunos sitios costeros del semiárido, como Huentelauquén y Punta de Teatinos, sugieren un proceso de mayor territorialidad que en campamentos del interior, lo cual se observa en el arte rupestre asociado, a través de la extensión del paisaje y un mayor flujo de información visual (Méndez & Jackson 2006). Hacia fines del período Arcaico, se registran sitios de ocupación humana en la costa del Elqui, asociados también a humedales costeros, como en Guanaqueros, La Herradura, Punta de Teatinos, El Pimiento, El Sauce, La Rinconada y El Cerrito (Biskupovic et al. 2010). Estos sitios se asocian a conchales que indican una economía de subsistencia marítima, basadas en la recolección, la caza y la pesca (Kuzmanic & Castillo 1986).



En los sitios mencionados se han encontrado puntas de proyectil, raspadores y artefactos relativos a la caza y la pesca con anzuelos de concha, por lo cual también se les asocia a la “Cultura del Anzuelo de Concha” (Bird 1943, 1946). Sin embargo, la presencia de otras herramientas orientadas a la molienda (e.g. tacitas, morteros, molinos, manos), sugiriendo una reorientación en los modos de subsistencia de las poblaciones marítimas durante este período.

En la zona de Punta Chungo- Agua Amarilla, en el sitio LV099-B, cerca de Los Vilos y del estero Conchalí, se observa una ocupación reiterada desde el Arcaico con una ocupación en el Período Tardío caracterizada por un denso conchal enfocado a la explotación específica de la macha y del jurel (Jackson et al. 2004, Seguel et al. 1994). Esto da cuenta de una estrategia económica pauteada y orientada a la obtención de estas especies. Aún así, otros restos arqueológicos encontrados en el sitio muestran una complementación con la caza, la recolección y el cultivo de quínoa, maíz y amaranto, entre otros (Troncoso 2009). Las vasijas cerámicas encontradas son mayoritariamente de tipo restringido, pudiendo haber servido como contenedores para el transporte de los productos marinos hacia tierras del interior (Troncoso et al. 2016a). El hallazgo de machas y de jurel en sitios contemporáneos en el interior del semiárido, muestran otras piezas de la historia, explicitando el tráfico de estos alimentos hacia sitios precordilleranos tan lejanos como Césped 3, en Chalinga, donde además se encontró una falange de llama (*Lama glama*) carguera (Troncoso et al. 2009).

Finalmente, se han encontrado sitios arqueológicos con restos de moluscos en el interior del semiárido que evidencian el tránsito costa-interior realizado por los antiguos habitantes de la Región (Troncoso et al. 2016a), así como la complementariedad de distintos nichos ecológicos en los aportes nutricionales de su dieta. Algunos de estos sitios son el alero Pichasquita y San Pedro Viejo de Pichasca, en el valle del Limarí (Troncoso et al. 2016b). En este último se encontraron restos de choros trabajados (Ampuero & Rivera 1971), además de evidencia de procesamiento y consumo de guanaco, animales menores como roedores, chinchillas y degües (Troncoso et al. 2016b). Por otro lado, en el Valle del Encanto, Tamaya 1, alero El Puerto (Hurtado) y alero Roca Fértil (Rapel), se registraron restos de ostiones (*Argopecten purpuratus*) y de erizos (*Loxechinus albus*).

### **Cultura Molle y Diaguita**

Hacia el periodo Formativo se observa nuevamente una reorientación en las formas de ocupar el espacio y en la subsistencia humana, asociado a la introducción de nuevas tecnologías y saberes por parte de grupos foráneos. Los grupos del Complejo Cultural El Molle (300 a.C. - 800 d.C.) fueron los primeros alfareros del norte semiárido que habitaron los valles transversales entre Copiapó y el Choapa. Si bien los grupos Molle tuvieron preferencia por los espacios de quebrada al interior de los valles transversales, éstos también ocuparon espacios asociados a humedales costeros, como se observa en sitios de La Herradura, Punta Tacho, Punta Teatinos, Guanaqueros y Tilgo (Troncoso et al. 2016a). En sus cementerios y asentamientos

predomina la cerámica monocroma, pulida y con decoraciones incisas, y aparecen también las pipas en forma de T invertida, tembetás (adornos labiales fabricados en piedra, propio de los grupos amazónicos), entre otros elementos. También, existen innumerables sitios con piedras tacitas y paneles de arte rupestre, como puede observarse en el Valle del Encanto, uno de sus sitios más emblemáticos en el valle del Limarí (Ampuero & Rivera 1971, Iribarren 1973).

En el Período Medio, los grupos de la Cultura Ánimas (800-1.200 d.C.) son los primeros en ocupar más densamente los espacios costeros, siendo éstos lugares idóneos para un modo de vida sedentario debido a la abundancia y disponibilidad de recursos en todo el año. Estos grupos alfareros muestran una clara reorientación en el modo de ocupar el espacio, prefiriendo los valles y la desembocadura de los ríos, a pesar de que accedían también a espacios cordilleranos (Cornejo et al. 2016). Cementerios como los de Puerto Aldea, Plaza de Coquimbo, Peñuelas 24, Compañía de Teléfonos (centro histórico de La Serena), El Olivar y Punta de Teatinos (Figura 9.2) reflejan una intensa ocupación humana asociada a las desembocaduras de los ríos (Belmar & Jackson 1998). Por otro lado, el análisis del cementerio Plaza de Coquimbo sugiere una fuerte orientación a la explotación de los recursos costeros (Troncoso et al. 2016b), lo cual es corroborado por la cantidad de sitios ubicados en la costa y por los materiales encontrados en ellos. Se reconoce, además, una clara relación simbólica con los camélidos, enterrando muchas veces a sus muertos con uno y hasta cinco, de estos animales. A la vez se observa una creciente influencia de la cultura andina, mostrando cambios en su alfarería e iconografía, sumados a la inhalación de plantas con efectos alucinógenos propios de los Andes Centrales (Ampuero 2016).

Existe una continuidad en los espacios que ocupan las comunidades Ánima con las Diaguita (800-1.250 d.C.), como se observa en sitios como Los Pozos, Peñuelas 24, El Olivar, Compañía de Teléfonos, Altovalsol, Hacienda San Carlos, Quebrada Las Animas y Punta de Piedra (Falabella et al. 2016), siendo muchos de estos sitios asociados a humedales ribereños o de la costa. Muchos de los cementerios diaguita se encuentran asociados a los humedales, donde las aguas subterráneas afloraron al momento de enterrar a los muertos. Esto último podría interpretarse en función de un vínculo simbólico con estos enclaves naturales tan llamativos en el semiárido de Chile. Por otro lado, la bahía de Coquimbo manifiesta en tiempos diaguita un aumento demográfico, lo cual se refleja en la densidad de sus cementerios, así como en la presencia de grandes urnas cerámicas para conservar alimentos, alcanzando algunas de ellas hasta 1,5 metros de altura (Belmar & Jackson 1998).

El humedal de Punta de Teatinos (Figura 9.3), ubicado en el extremo norte de la bahía de Coquimbo y en la desembocadura de la Quebrada de Barrancas, fue ocupada por los antiguos pobladores al menos 5.000 años atrás (Quevedo 1998). A orillas de la laguna encontramos una extensa área de conchal prehispánico, activo hasta nuestros días (ver Figura 9.3), evidenciado en varias capas sucesivas la ocupación de este humedal (Quevedo 1998). En este emblemático sitio habitaron personas de la cultura Molle y Diaguita, donde este último pueblo eligió también



**Figura 9.3:** Patrimonio arqueológico del humedal Punta de Teatinos y daños provocado a un sector de conchales en el sector norte del humedal. La franja de tierra removida tuvo una longitud de aproximadamente 100 m.

enterrar a sus muertos. Sitios arqueológicos como Punta Teatinos muestran una presencia humana mucho más prolongada que en otros lugares de la Región. Allí es posible encontrar conchales y cementerios que reflejan largos periodos de permanencia por parte de los grupos costeros. Los conchales muestran un espesor de hasta tres metros y en ellos es posible observar diferentes etapas de ocupación. Siendo las primeras del periodo Arcaico tardío, pasando por ocupaciones Molle y Diaguitas, y manteniéndose activo hasta la actualidad (Ampuero 2016). Este sitio fue posiblemente un espacio de agregación social para los grupos nómades o semi-nómades del desierto costero.

Los humedales costeros de la Región de Coquimbo fueron los espacios que permitieron los aumentos demográficos de dichos pobladores, por la riqueza de los

recursos que ahí se encuentran (Quevedo 1998)). Así también, hay una continuidad en las estrategias de subsistencia vinculadas a los recursos costeros. En las costas del valle de Elqui abundan los conchales asociados a restos materiales diaguita, atestiguando una intensiva explotación de machas, almejas y lapas, además de pescados (especialmente jurel), lobo de mar y aves marinas (Troncoso et al. 2016b). A ellos se suma la abundante evidencia de artefactos orientados a la caza, recolección y pesca marina, tales como anzuelos, arpones y barbas de hueso, chopes y pesas de red (Llagostera 1989). El vínculo con el mar se ha asociado a su vez a prácticas chamánicas, como se ha observado en los contextos funerarios de El Olivar y Estadio de Illapel, donde se han encontrado valvas de molusco junto a tubos o espátulas de hueso para prácticas inhalatorias, posiblemente utilizados para contener dichas sustancias (Troncoso 1999). Por último, la influencia andina sigue siendo fuerte, así como la articulación de estos espacios habitados del semiárido con el Noroeste Argentino y áreas más meridionales, como Chile Central (Ampuero 2016). Esto puede indicar que a pesar de tratarse de grupos sedentarios, éstos mantuvieron amplios circuitos de comunicación e intercambio a través de la Cordillera de los Andes y en un eje norte-sur (Núñez et al. 1994). En El Olivar existe clara evidencia de ello, donde se encuentran contextos funerarios con elementos foráneos, como *Spondylus* (molusco de mares tropicales) y vasijas con forma y decoración atípica de la zona semiárida del norte de Chile (Troncoso et al. 2016a).

En resumen, podemos visualizar la costa del semiárido de Chile, como un espacio de gran interacción y confluencia de grupos humanos diversos. Existía un contacto fluido con poblados provenientes del norte y del sur, con espacios trasandinos, y además con grupos cazadores, recolectores y pescadores nómades o seminómades que se movían por la costa (Biskupovic et al. 2010, Ampuero 2016). Estos mantuvieron formas de vida similares a de tiempos Arcaicos. En los enclaves costeros y de humedales confluían personas con modos de vida muy distintos entre sí, compartiendo conocimientos, tecnologías y productos de otras regiones (Ballester et al. 2019). Esta convivencia fue al parecer bastante armónica, pues no se observan evidencias de enfrentamientos o de violencia a gran escala. Quizás los cambios más profundos los habría provocado el contacto con los inkas (a partir de 1.250 d.C. aproximadamente). El Inka ejercía un control específico sobre ciertos recursos, como las guaneras en el Norte Grande y ciertas minas en la Cordillera de los Andes (Salazar & Corrales 2001), delimitando asimismo zonas de explotación de recursos marinos a los distintos grupos locales. Algunos sitios del litoral estudiados en el Choapa, como en el sector de Huentelauquén y Los Vilos, siguen una lógica de explotación intensiva de ciertos recursos costeros, que articulan los sectores litorales de manera logística y funcional en los circuitos de intercambio propios del Tawantinsuyo (Hidalgo 2001).

## **PERSPECTIVA RECIENTE**

En la Región de Coquimbo los intentos por domesticar y erradicar los humedales costeros tienen larga data. Durante el gobierno del presidente Gabriel González Videla (1946-1952), se procedió a la desecación y la conversión en tierras agrícolas



**Figura 9.4:** Imagen que muestra la zona comprendida al sur del faro de la ciudad de La Serena en el año 1979. La vegetación remanente es característica de los humedales de la Región (Fotografía: Mario Espinoza).

de las vegas y pantanos de la Bahía de Coquimbo. Esto se ocurrió probablemente por una concepción errónea de dichos sistemas naturales “... las poblaciones de La Serena, Coquimbo, La Compañía y La Pampa, (...) sufren los efectos de las pestilentes emanaciones y las molestas causadas por los mosquitos y zancudos” (González-Videla 1975). Esta percepción negativa de los humedales favoreció su desecación al implementarse el denominado Plan Serena. Esta modificación sistemática de los humedales de la bahía de Coquimbo, donde la pérdida de vegas y lagunas costeras, se estima alrededor de 3.000 hectáreas entre el puerto de Coquimbo y Punta de Teatinos (González-Videla 1975). Este sector de vegas, que representaban en su conjunto una longitud aproximada de 23 km, fueron entregadas a colonos italianos, alemanes y chilenos para su explotación (Figura 9.4).

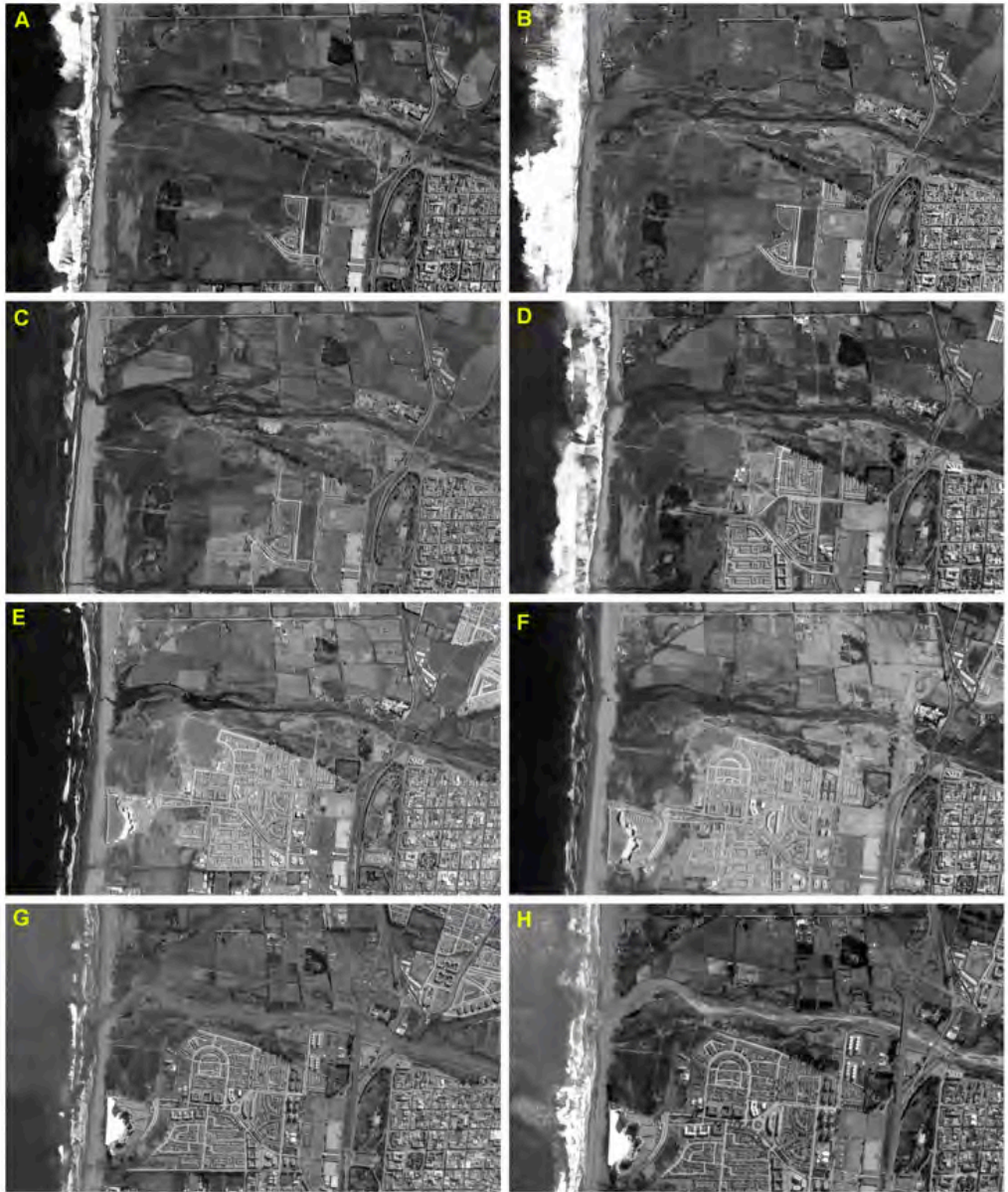
Al culminar el año 1951, en palabras del presidente González Videla al referirse a este plan de urbanización: “Los que ayer eran pantanos insalubres, puertos sin muelles (...) playas extendidas en total desamparo, se transformaron en parcelas arrancadas a las vegas...”. Sólo tres décadas después comienza un nuevo interés por proteger estos subvalorados ecosistemas. A partir de la creación y firma de la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (2 de febrero de 1971, Ramsar, Irán), que sentó un precedente acerca de la importancia de los humedales para el beneficio humano y protección de la fauna y flora (RAMSAR 2013). Sin embargo, a pesar que la Convención Ramsar considera de gran importancia las funciones ecológicas de los humedales (Figuroa



**Figura 9.5:** Toma aérea del estuario del río Elqui. En el recuadro superior se muestra la posición del dron y la dirección de la fotografía.

et al. 2017), la pérdida y deterioro de los humedales en Chile y en todo el mundo ha proseguido inexorablemente (Figuroa et al. 2009). Entre los humedales costeros de la región, mayormente impactados por el desarrollo, tenemos al estuario del Río Elqui y el estero El Culebrón, los cuales presentamos a continuación como estudio de caso.

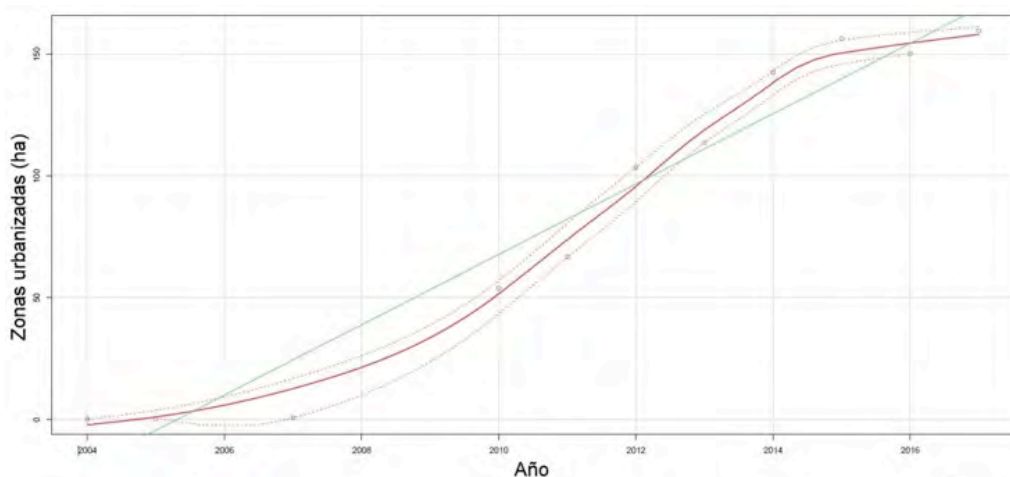
En la comuna de La Serena, uno de los humedales con mayor número de amenazas lo constituye el estuario del Río Elqui (Figura 9.5). Este se encuentra al norte de la ciudad de La Serena (UTM 280552 E - 6690792 N) y entre sus características ecológicas destacan una gran variedad de vertebrados (ver Capítulo 3), entre las que destacan aves migrantes y residentes como gaviotas, gaviotines, taguas, chorlos, rayadores y patos (ver Capítulo 5), varias de ellas se reproducen en estos ecosistemas (García-Walther et al. 2017). Sin embargo, en los alrededores de este humedal, desde mediados del año 2006 comenzó la segmentación de terrenos para el desarrollo inmobiliario, comenzando en el sector sur-este de la desembocadura del Río Elqui (Figura 9.6d, 9.6e, 9.6f, 9.6g y 9.6h). Para comprender el avance del cambio de uso del suelo, comparamos entre los años 2004 y 2017 el paisaje de la última porción del estuario (1,4 km por el eje del río desde la desembocadura, y 0,8 km desde este punto hacia el sur por la playa), mediante la generación de polígonos de los parches de vegetación, superficie construida y polilíneas para el caso de la



**Figura 9.6:** Serie de tiempo de imágenes satelitales del humedal Desembocadura Río Elqui que muestran el avance del área urbana. A= 2004, B= 2005, C= 2007, D= 2010, E= 2012, F= 2014, G= 2015, H= 2017.

longitud de caminos (ver Figura 9.6).

Nuestro análisis reveló que la superficie urbana tuvo un incremento de 14,4 ha por cada año transcurrido (Figura 9.7,  $E.E = 1,1$ ;  $p < 0,05$ ), cambios que se mantuvieron constantes (baja pendiente) sólo en el periodo 2004-2005, los que llegaron a duplicarse en superficie hacia 2010 y creciendo exponencialmente hasta el periodo



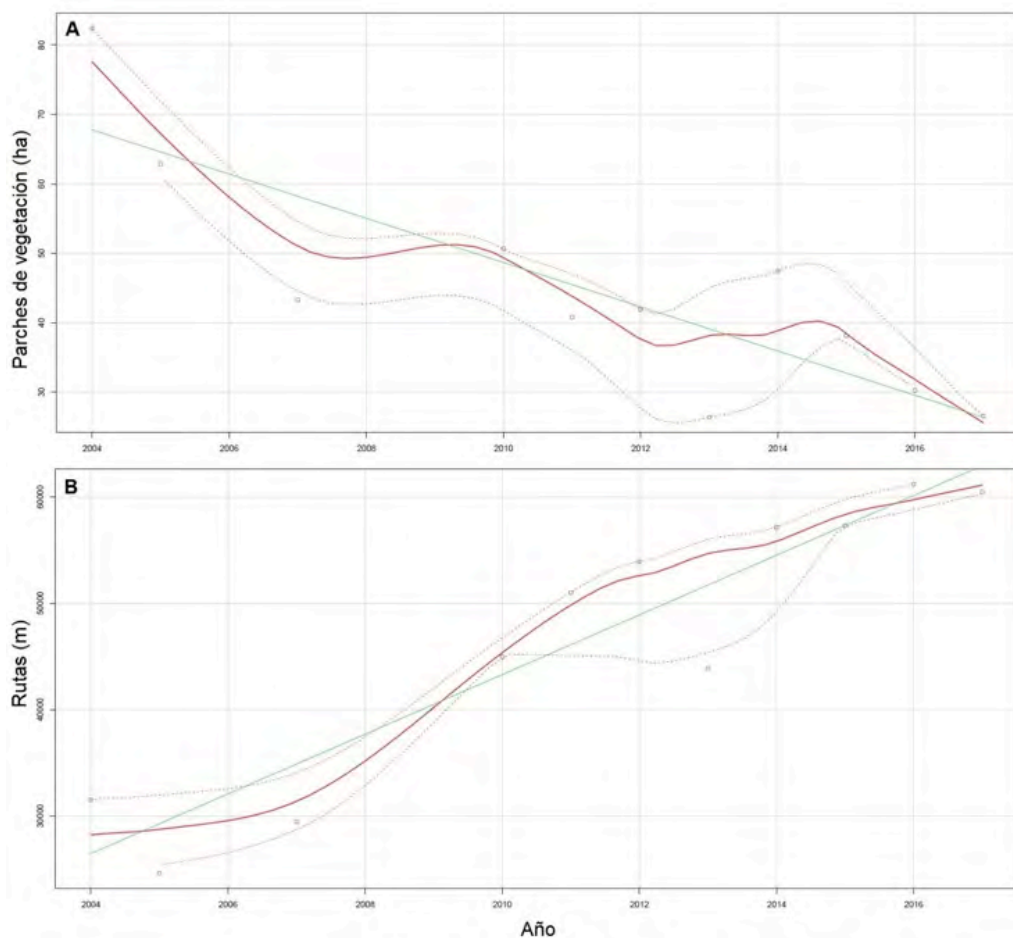
**Figura 9.7:** Avance de la zona urbanizada en el estuario del Río Elqui. La línea verde representa la tendencia, la línea roja continua el ajuste de la curva de regresión y las líneas rojas punteadas los intervalos de confianza (95%) del ajuste.

2014-2015 (ver Figura 9.7), donde las pérdidas del hábitat y las construcciones aparentemente se detuvieron en esta sección del humedal. La longitud de los caminos fue otro factor que reportó un aumento considerable con 31.000 metros construidos en 10 años (Figura 9.8b, E.E = 350;  $p < 0,05$ ). La pérdida de parches de vegetación por el aumento de caminos (Figura 9.8a), presentó una curva muy similar a la generada por el incremento de la superficie urbana. Obviamente existe una relación entre la urbanización del sector oriente, con el aumento de caminos, el turismo desregulado, y particularmente en lo que respecta a la observación de aves en este humedal, que constituye también una de sus tantas fuentes de presión (Ver Capítulo 8).

La superficie de los parches vegetacionales (Figura 9.8a) contrariamente a lo ocurrido con los dos factores precedentes (superficie construida y longitud de caminos), disminuyeron a una tasa de 3,18 ha/año (E.E = 0,6;  $p < 0,05$ ). En los últimos años las visitas para la observación de vida silvestre en el lugar se han incrementado notablemente, especialmente gracias a facilidad de intercambio de información a través de las redes sociales. Lamentablemente, dado que el estuario del Río Elqui, no tiene figuras de protección y estrategias de manejo, las actividades que en su mayoría no se limitan en cantidad de visitantes, no han contemplado analizar la capacidad de carga del lugar, ni desarrollar rutas especiales para no impactar en el sitio.

A pesar de que gran parte del crecimiento inmobiliario que se observa en el humedal se desarrolló en terrenos dedicados a la agricultura, los efectos sobre el paisaje en los alrededores son evidentes y a una escala menor son más notorios, al percibirse en forma negativa por la comunidad (Herrera 2004). De manera general y comparando la imagen de 2017 en relación a la misma zona del 2004, ha existido





**Figura 9.8:** Regresión entre el tiempo y superficie de los parches de vegetación (A) y longitud de las rutas (B) en el humedal Desembocadura del Río Elqui. La línea verde representa la tendencia, roja continua el ajuste, y la roja punteada los intervalos de confianza al 95%.

un notable incremento en la cantidad de caminos para el tránsito de personas y vehículos, aumentando de 1.995 a 3.144 metros dentro de la misma porción (79 ha aprox.). Esto ha ocasionado un aumento del número de fragmentos en el paisaje y de sitios sin vegetación azonal (propia del humedal). La pérdida de vegetación nativa, dominada por brea (*Tessaria absinthioides*) en el sitio, fue del 51%, pasando de 16,8 a 8,7 ha en dicho período. La pérdida de hábitat en humedales puede tener fuertes efectos negativos sobre la integridad del ecosistema y particularmente sobre la comunidad de aves (Tozer et al. 2010). Por otra parte, en un área similar a la presentada en la Figura 9.6, Campillay et al. (2016) determinaron que al menos el 15% se encontraba destinada al depósito de escombros de las construcciones aledañas.

La pérdida de vegetación en algunos casos como en el Río Elqui tiene origen antrópico, pero en otros casos como en el Culebrón (Figura 9.9), humedal localizado en la misma bahía, esta ha sido una combinación de varios factores. Por



**Figura 9.9:** Toma aérea del humedal Estero Culebrón. En el recuadro superior se muestra la posición del dron y la dirección de la fotografía.

una parte, una porción se ha perdido en décadas anteriores gracias desarrollo de infraestructuras urbanas, por lo que no podemos hacernos una idea del paisaje natural sin las construcciones que vemos hoy en día. Por otra parte, una seguidilla de eventos naturales catastróficos, entre los que se cuentan: El terremoto de Tohoku - Japón, el 11 de marzo de 2011, que provocó un tsunami transoceánico que arribo a las costas de la región de Coquimbo en la madrugada del 12 de marzo (Heidarzadeh & Satake 2013). En el humedal El Culebrón, este tsunami de campo lejano ingresó al menos unos doscientos metros hacia el interior del estuario y afectó principalmente la ribera cercana al mar (Figura 9.10), que hasta antes del evento contaba con una porción bastante extensa de totora (*Typha angustifolia*) y que a partir de este evento no tuvo la oportunidad de recuperarse. El tsunami de campo cercano del 16 de septiembre de 2015, que afectó el entorno del humedal El Culebrón (Aránguiz et al. 2016) y anegó diversos humedales de la Región de Coquimbo (Contreras-López et al. 2016) y que generó una deformación de la corteza de unos pocos decímetros (Melgar et al. 2016), alterando los planos de marea del estuario. Por último, el notorio aumento en la frecuencia de marejadas extremas en Chile central (Martínez et al. 2018), ha incrementado consecuentemente los eventos donde el humedal es anegado por el mar.



**Figura 9.10:** Ingreso de agua, daños del tsunami de campo lejano proveniente de Japón y que arribó a nuestras costas el 12 de marzo de 2011 en el humedal Estero Culebrón, Coquimbo.

Así, todos estos eventos combinarían impedirían la recuperación de la totora (*Typha angustifolia*) abundante en el humedal El Culebrón antes de marzo de 2011, ya que aparentemente ha existido un avance de la línea de marea alta en al menos unos 20 metros en promedio, que podría aumentar dada la mayor frecuencia de eventos de marejadas en la costa (Campos 2016), favoreciendo el ingreso constante de agua marina, lo que impide la recuperación de especies vegetales no tolerables al agua salina, como la totora. Así estos ecosistemas son altamente vulnerables y un ejemplo palpable del cambio climático contemporáneo (Contreras-López et al. 2017).

## REFLEXIONES

Una de las estrategias reconocidas a nivel mundial por el aporte que tiene a la conservación, es la educación ambiental (Hull & Robertson 2000). Esta debe

propender a la generación de cambios en la calidad de vida, conducta personal y en las relaciones humanas (Martínez 2010). El desafío es involucrar a los jóvenes para buscar y generar en ellos actitudes más reflexivas sobre su entorno, ya que en este grupo donde se han detectado grandes desvinculaciones entre sus intereses y actividades cotidianas relacionadas con los humedales (Marín-Muñiz et al. 2016).

Entender cuáles son los vacíos del conocimiento acerca de los humedales, así como evaluar su percepción por la población, puede orientar de mejor manera dónde enfocar los esfuerzos de conservación, permitiendo hacer un mejor uso actual y futuro de los recursos que estos ecosistemas nos proporcionan. En otras parte del mundo, como en EE.UU y Europa, el estado invierte en programas de investigación, educación y socialización destinados a generar este tipo de conocimiento, con el objetivo de orientar las estrategias de las políticas públicas (Kaplowitz & Kerr 2003). Sin dudas debería ser un modelo a replicar en nuestro país, sumada a otras políticas de protección que favorezcan la conservación de estos ecosistemas: como planes de conservación y estudios de capacidad de carga, sobre todo para humedales urbanos sometidos a gran número de amenazas (ver Capítulo 8). Lo anterior, sumado a la asociación directa con sitios arqueológicos de carácter patrimonial, nos invitan reflexionar sobre la urgencia de la protección de estos sistemas naturales.

Las evidencias arqueológicas y etnohistóricas dan cuenta del estrecho vínculo que tuvieron las poblaciones humanas con los humedales costeros de la Región, donde varios de ellos tuvieron una dimensión sagrada. Parte de los grupos que poblaron nuestro territorio llegaron precisamente bordeando el litoral. La disponibilidad y biodiversidad de estos sistemas naturales, permitieron el asentamiento humano en estos sitios, especialmente donde había agua dulce, escaso en el paisaje semiárido predominante. Los enclaves costeros funcionaron como áreas de ocupación complementaria a otros asentamientos del interior, siguiendo las rutas trazadas por los mismos valles y quebradas que desembocaban en el mar. Los habitantes de la costa no fueron un grupo homogéneo, sino que hubo diferenciación tanto en el tiempo como en el espacio. Si bien compartieron tecnologías y modos de vida similares, cada grupo era diferente en función de sus vínculos con otras comunidades, nichos ecológicos preferidos y según su propia historia cultural. Quienes hoy se definen como Changos de manera unívoca fueron en realidad un pueblo diverso, a lo largo de las costas del norte de Chile y con posibles relaciones con las costas al sur del Perú.

El avance de la desertificación y el deterioro general que están sufriendo los humedales costeros de la región de Coquimbo, producto del crecimiento urbano e industrial, exigen una toma de conciencia de su valor histórico, cultural y biológico. Hoy en día el ser humano está rompiendo el equilibrio medioambiental que mantenían los antiguos habitantes costeros por miles de años, poniendo en riesgo no sólo la vida humana asociada a estos espacios, sino a todos los demás organismos que desarrollan sus ciclos de vida en ella. Existe una completa interdependencia entre estas dimensiones de los humedales, representado en los sitios que hemos abordado en este capítulo y su conservación.

Es una tarea conjunta de biólogos, educadores y científicos sociales poner en valor estos lugares que han sido desde tiempos inmemoriales lugares de cobijo, nutrición e inspiración para el ser humano. Los humedales son lugares únicos en el sentido biológico, pero también son indispensables para el hombre en sus valores económicos y simbólicos, más aún en un contexto semiárido. El estudio y protección de los humedales debe ser una prioridad no sólo de los gobiernos, universidades y otras instituciones especializadas, sino también de la sociedad civil. Muchos de nosotros vinculamos nuestras propias historias familiares y personales a los humedales costeros, en cuanto estos lugares adquieren un valor inmaterial vinculado a la recreación, el descanso y la espiritualidad. Creemos, por último, que quienes puedan reconocer estos valores son llamados a convertirse en actores claves en la protección de nuestros humedales costeros y su patrimonio cultural asociado.

## REFERENCIAS

Alario-Trigueros M (1989) La desecación de la Nava: historia de una ambición. *Tabanque*, n.º 5, pp. 83-90.

Ampuero G (2016). Prehistoria de la Región de Coquimbo. Editorial Universidad de La Serena. 80 pp. La Serena, Chile.

Ampuero G & Rivera M (1971) Las manifestaciones rupestres y arqueológicas del Valle El Encanto. *Boletín del Museo Arqueológico de La Serena* 14: 71-103.

Aránguiz, R., G. González, J. González, P. A. Catalán, R. Cienfuegos, Y. Yagi, R. Okuwaki, L. Urra, K. Contreras, I. Del Río and C. Rojas, 2016. The 16 September 2015 Chile Tsunami from the Post-Tsunami Survey and Numerical Modeling Perspectives. *Pure and Applied Geophysics*, DOI 10.1007/s00024-015-1225-4

Arroyo IR (1976) La laguna de Salinas (Alicante) y su desecación. *Cuadernos de Geografía* N° 18: 37-48.

Ballester B, Calás E, Labarca R, Pestle W, Gallardo F, Castillo C, Pimentel G & Oyarzo C (2019). The ways of fish beyond the sea: fish circulation and consumption in the Atacama desert, northern Chile, during the Formative period (500 cal B.C.-700 cal A.D.). *Anthropozoologica* 54: 55-76.

Belmar C & Jackson D (1998) Antecedentes sobre los Patrones Funerarios en el Complejo Papudo. III Congreso Chileno de Antropología. Colegio de Antropólogos de Chile A. G, Temuco.

Bird J (1943). Excavations in Northern Chile. *Anthropological Papers of The American Museum of Natural History*. Volume XXXVIII, Part IV. The American Museum of Natural History, New York, USA. p. 173-318.

- Bird J (1946). The cultural sequence of the north Chilean coast. Handbook of South American Indians, Smithsonian Institution. Vol. I. Washington (U.S.A.).
- Biskupovic M, Castelleti J & Retamales F (2010) Tradiciones de tierra y mar. Antiguos pescadores, mariscadores y cazadores del semiárido. La Serena: Fondo regional de la Cultura y las Artes.
- Braudel F (1995). The Mediterranean and the Mediterranean World in the Age of Philip II. University of California Press. Berkeley and Los Angeles, USA.
- Campillay CR, Cisternas TD, Vargas RJ & Castillo GC (2016) Perturbaciones antrópicas en el humedal Desembocadura del río Elqui. Unidad de Investigación. Universidad de La Serena, La Serena, Chile. 22 pp.
- Campos RV (2016) Análisis de marejadas históricas y recientes en las costas de Chile. Tesis. Universidad de Valparaíso. Valparaíso, Chile.
- Casson L (1995). Ships and Seamanship in the Ancient World. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, USA and London, England.
- Castro-Lucic M (2003). Los humedales en la cultura de Aymaras y Atacameños. En: Visión del Agua Dulce en las Américas: Las Políticas y el Marco Normativo. Tema 2: Agua y Diversidad Cultural. Disponible: <http://www.condesan.org/e-foros/asocam/MCastro.htm>
- Cervellino M, Llagostera A, Weisner R & Castillo G (2000) El Obispo 1: primeras evidencias del arcaico temprano en la costa de la región de Atacama. Actas del XIV Congreso Nacional de Arqueología Chilena 1997, Contribución Arqueológica 5 (1): 483-500.
- Contreras-López M, P Winckler, I Sepúlveda, A Andaur-Álvarez, F Cortés-Molina, CJ Guerrero, CE Mizobe, F Iguait, W Breuer, JF Beyá, H Vergara y R Figueroa-Sterquel (2016). Field Survey of the 2015 Chile Tsunami with emphasis on Coastal Wetland and Conservation Areas. Pure and Applied Geophysics, 173(2): 349-367, DOI: 10.1007/s00024-015-1235-2.
- Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortés H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortés-Molina F (2017). Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central. En: Botello AV, Villanueva S, Gutiérrez J. & Rojas-Galaviz JL (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. Pp: 227-246.
- Cornejo L, Jackson D & Saavedra M (2016) Cazadores-recolectores arcaicos al sur del desierto (ca. 11.000 a 300 años a.C.). En: Falabella UM, Sanhuesa L, Aldunate C & Hidalgo J (eds). Prehistoria en Chile: Desde sus primeros habitantes hasta los Incas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 744 p.
- Cottet M, Piégay H & Bornette G (2013) Does human perception of wetland aesthetics and healthiness relate to ecological functioning?. Journal of Environmental Management 128: 1012-1022.

- de Motes J M (1992). Los pioneros de la segunda revolución industrial en España: la Sociedad Española de Electricidad (1881-1894). *Revista de Historia Industrial* 2: 121-142.
- Derne BT, Weinstein P & Lau CL (2015). Wetlands as sites of exposure to water-borne infectious diseases. In: Finlayson CM, Horwitz P & Weinstein P (eds). *Wetlands and Human Health*. 45-74 pp. Springer Science+Business Media. Dordrecht Heidelberg, Germany.
- Dugan PJ (1992). Conservación de humedales. Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias. IUCN, Gland.
- Falabella F, Uribe M, Sanhuesa L, Aldunate C & Hidalgo J (2016) Prehistoria en Chile: Desde sus primeros habitantes hasta los Incas. Editorial Universitaria & Sociedad Chilena de Arqueología. Santiago, Chile.
- Figueroa R, Suarez ML, Andreu A, Ruiz VH & Vidal-Abarca MR (2009) Caracterización ecológica de los humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana* 73: 76-94.
- Figueroa A, Contreras M, Saavedra B & Espoz C (2017). Chilean wetlands: Biodiversity, endemism, and conservation challenges. In: Finalyson, C.M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R., Middleton, B., van Dam, A. & Davison, N.C (Eds.). *The Wetland Book*. Springer Netherlands.
- Gambier M (1986). Los grupos cazadores-recolectores del extremo sudeste de los Andes Meridionales. *Revista Chungará* 16-17: 119-124.
- García A & López-Frese C (2007). Antecedentes Arqueológicos. En: Martínez-Carretero E (ed). *Diversidad Biológica y Cultural de los Altos Andes Centrales de Argentina*. Universidad Nacional de San Juan, 23-32 pp. San Juan, Argentina.
- García-Walther J, Senner W, Norambuena H & Schmitt F (2017) Atlas de las aves playeras de Chile: Sitios importantes para su conservación. Universidad Santo Tomás. Santiago, Chile. 274 p.
- González-Videla G (1975) Memorias. Tomo 2. Editorial Gabriela Mistral. Santiago, Chile. pp. 1133-1222.
- Greb SF, DiMichele WA & Gastaldo RA (2006). Evolution and importance of wetlands in earth history. In: Greb SF & DiMichele WA (eds). *Wetlands through time: Geological Society of America Special Paper*, pp. 1-40.
- Hermann TM (2006) Indigenous knowledge and management of Araucaria araucana Forest in the Chilean Andes: Implications for native forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 15: 647-662.
- Herrera M (2004) Uso del paisaje en el sector sur del Parque Natural Nacional Amacayacu (Amazonas-Colombia). *Cuadernos de Desarrollo Rural* 53:133-156.

Heidarzadeh, M., & Satake, K. (2013). Waveform and spectral analyses of the 2011 Japan tsunami records on tide gauge and DART stations across the Pacific Ocean. *Pure and Applied Geophysics*, 170(6-8), 1275-1293. DOI 10.1007/s00024-012-0558-5

Heuzé P & Luengas I (1992) Vida y cosmovisión de los nativos de América. *Tramas* 4: 95-102.

Hidalgo J (2001). El Tawantinsuyu: Las cuatro partes del mundo Inka. En: Hidalgo J, Aldunate C, Gallardo F, Vilches F, Sinclair C & Sala D. *Tras la huella del Inka en Chile*. Museo de Arte Precolombino. Santiago, Chile.

Hull RB & Robertson DP (2000). The language of nature matters: we need a more public ecology. In: Gobster PH & Hull RB (eds) *Restoring Nature-Perspectives from the Social Sciences and Humanities*. Island Press, Washington DC, pp. 97-118.

Iribarren J (1973). La arqueología en el departamento de Combarbalá (Provincia de Coquimbo, Chile). *Boletín del Museo Arqueológico de La Serena* 15: 7-113.

Jackson D & Méndez C (2005). Primeras ocupaciones humanas en la costa del semiárido de Chile: patrones de asentamiento y subsistencia. *Actas del XVI Congreso Nacional de Arqueología Chilena*. Ediciones Escaparate, Concepción. pp. 493-502.

Jackson D, Méndez C, Núñez L & Jackson D (2004). Procesamiento de fauna extinta durante la transición Pleistoceno-Holoceno en el centro-norte de Chile. *Boletín de Arqueología* N° 15. pp. 315-336.

Kaplowitz MD & Kerr J (2003). Michigan residents' perceptions of wetlands and mitigation. *Wetlands* 23: 267-277.

Keedy PA (2000). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 614 pp.

Kuzmanic I & Castillo G (1986). Estadio arcaico en la costa del norte semiárido de Chile. *X Congreso Nacional de Arqueología Chilena*. Chungará 16-17: 89-94.

Lagóstena-Barrios LG (ed) (2015). «Laguna Seca (Puerto Real, Cádiz) ¿Un caso de bonificación de tierras en Baetica?». En: Lagóstena-Barrios LG: «Qui lacus aquae stagna paludes sunt...» pp. 61-90. *Estudios históricos sobre humedales en la Bética*. Cádiz: Seminario Agustín de Horozco de Estudios Económicos de Historia Antigua y Medieval.

Latham R (1910). *Los Changos de Las Costas de Chile*. Congreso Científico Internacional de Buenos Aires, Julio 1910.

Lira C (1997). El animal en la cosmovisión indígena. *Aisthesis* 30: 125-142.

Llagostera A (1989). Caza y pesca marítima (9.000-1.000 a.C.). En: Hidalgo J. *Culturas de Chile, Prehistoria*. Editorial Andrés Bello. Santiago, Chile..



- López-Bermúdez F (1978). El sector pantanoso al W de Albacete y su desecación. *Al-Basit*, N° 4, pp. 69-90.
- Marín-Muñiz JL, Hernández ME, Silva E & Moreno-Casasola P (2016). Percepciones sobre servicios ambientales y pérdida de humedales arbóreos en la comunidad de Monte Gordo, Veracruz. *Madera y Bosques* 22: 53-69.
- Martínez R (2010). La importancia de la educación ambiental ante la problemática actual. *Revista electrónica Educare XIV* (1): 97-111.
- Martínez C, Contreras-López M, Winckler P, Hidalgo H, Godoy E & Agredano R (2018). Coastal erosion in central Chile: A new hazard? *Ocean & Coastal Management* 156: 141-155.
- Melgar D, Fan W, Riquelme S, Geng J, Liang C, Fuentes M, Vargas G, Allen RM, Shearer PM & Fielding EJ (2016). Slip segmentation and slow rupture to the trench during the 2015, Mw8.3 Illapel, Chile earthquake. *Geophysical Research Letters* 43: 961-966.
- Meltzer DJ, Grayson DK, Ardila G, Barker AW, Dincauze DF, Vance Haynes C, Mena F. Nuñez L & Stanford DJ (1997). On the Pleistocene antiquity of Monte Verde, southern Chile. *American Antiquity* 62: 659-663.
- Méndez C & Jackson D (2006). Causalidad o concurrencia, relaciones entre cambios ambientales y sociales en los cazadores recolectores durante la transición entre el Holoceno medio y tardío (Costa del semiárido de Chile). *Chungará* 38: 169-180.
- Mitsch WJ & Gosselink JG (2007). *Wetlands*. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, USA.
- MOP (2012). *Guía de Antecedentes Territoriales y Culturales de los Pueblos Indígenas de Chile*. Dirección General de Obras públicas, Ministerio de Obras Públicas, Santiago, Chile. 75 pp.
- Naranjo-Ramírez J (2016). La desecación histórica de los humedales del medio Guadalquivir: Relaciones ecoculturales, económicas y sanitarias. En: Vera J Fernando, Olcina J & Hernández M (eds). *Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía*. pp. 319-342. Publicaciones de la Universidad de Alicante.
- Núñez L, Niemeyer H & Falabella F (1994). *La Cordillera de los Andes: Ruta de Encuentros*. Museo Chileno de Arte Precolombino. Santiago, Chile.
- Núñez L, Jackson D, Dillehay TD, Santoro C Méndez C (2016). Cazadores-recolectores tempranos y los primeros poblamientos en Chile hacia finales del Pleistoceno (ca. 13.000-10.000 a. p.). En: Falabella F, Sanhueza L, Uribe M, Aldunate C & Hidalgo J (eds). *Prehistoria en Chile. Desde sus primeros habitantes hasta los Incas*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Papayannis T & Salathé T (1999). *Mediterranean Wetlands at the Dawn of the 21st century*. Arles: MedWet – Tour du Valat Publications. France.

- Pinder DA & Witherick ME (1990). Port industrialization, urbanization and wetland loss. In: Williams M (ed). *Wetlands: A threatened landscape*. Basil Blackwell, Oxford. pp. 234-266.
- Pino M (2018). *De Humanos y Gonfoterios: Un Geoarqueólogo en el Cuaternario (Vol. 1)*. Ediciones Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Quevedo S (1998). Punta de Teatinos. Biología de una población arcaica del norte semiárido Chileno. Tesis Doctoral. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- RAMSAR (2013). *Manual de la Convención de Ramsar. Guía sobre la Convención de los Humedales (Ramsar, Iran 1971)*. 6a edición. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza.
- Rodríguez-Cuenca JV (1952). La extinción indígena: conquistadores y pestilencia. En Rodríguez-Cuenca JV. *Las enfermedades en las condiciones de vida prehispánica en Colombia*. Editorial Guadalupe. Primera Edición. Bogotá, Colombia. pp 267-282.
- Roger A (2007). *Breve tratado del paisaje*. Editorial Biblioteca Nueva, S.L. Madrid, España.
- Rothhamer F, Moraga M, Santoro CM & Arriaza B (2010). Origen de los Changos: Análisis de ADNmt antiguo sugiere descendencia de pescadores de la cultura Chinchorro (7.900 - 4.000 A.P.). *Revista médica de Chile* 138: 251-256.
- Salazar D & Corrales P (2001). Minería y metalurgia: del cosmos a la tierra, de la tierra al Inka. En: Hidalgo J, Aldunate C, Gallardo F, Vilches F, Sinclair C & Sala D. *Tras la huella del Inka en Chile*. Museo de Arte Precolombino. Santiago, Chile.
- Seguel R, Jackson D, Rodríguez A, Báez P, Novoa X & Henríquez M (1994). Rescate de un asentamiento diaguita costero: proposición de una estrategia de investigación y conservación. Fondo de apoyo a la investigación. Informes, pp. 34-42.
- Theodoulou T (2011). Evolving relationships between people and water: Archaeological evidence. In: Papayannis T & Pritchard DE (2011). *Culture and Wetlands in the Mediterranean: an Evolving Story*. Med-INA. Athens, Greece.
- Tozer DC, Nol E, Abraham KF (2010). Effects of local and landscape scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. *Wetlands Ecology and Management* 18(6):679-693.
- Troncoso A (1999). La cultura diaguita en el valle de Illapel: una perspectiva exploratoria. *Chungará* 30: 25-42.
- Troncoso A, Becker C, Pavlovic D, González P, Rodríguez J & Solervicens Claudia (2009). El sitio LV099-B "Fundo Agua Amarilla" y la ocupación del periodo incaico en la costa de la Provincia del Choapa, Chile. *Chungará* 41: 241-259.

Troncoso A, Cantarutti G & Gonzalez P (2016a). Desarrollo histórico y variabilidad espacial de las comunidades alfareras del Norte Semiárido (ca. 300 años a.C. a 1.450 d.C.). En: Falabella F, Uribe M, Sanhueza L, Aldunate C & Hidalgo J (Eds.). Prehistoria en Chile, desde sus primeros habitantes hasta los Incas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Troncoso A, Vergara F, Pavlovic D, González P, Pino M, Larach P, Escudero A, La Mura N, Moya F, Pérez I, Gutiérrez R, Pascual D, Belmar C, Basile M, López P, Dávila C, Vásquez MJ & Urzúa P (2016b). Dinámica espacial y temporal de las ocupaciones prehispánicas en la cuenca hidrográfica del Río Limarí (30° Lat. S.). *Chungará (Arica)* 48(2): 199-224.

Viviani C (1979). Ecografía del litoral chileno. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 14: 65-123.

# X. CONSERVACIÓN DE LOS HUMEDALES costeros de la Región de Coquimbo

Carlos Zuleta, Víctor Bravo-Naranjo & Manuel Contreras-  
López



**Humedales Costeros de la Región de Coquimbo:**  
Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación  
Zuleta-Ramos C. & Contreras-López M (eds): 283-323(2018).  
Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio Medio Ambiente



## CAPÍTULO IX: CONSERVACIÓN DE LOS HUMEDALES costeros de la Región de Coquimbo.

**Carlos Zuleta<sup>1</sup>, Víctor Bravo-Naranjo<sup>1,2</sup> & Manuel Contreras-López<sup>3</sup>.**

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena. 2. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile. 3. Departamento de Computación e Informática, Universidad de Playa Ancha.

**RESUMEN:** El litoral semiárido de la Región de Coquimbo alberga varios humedales costeros que incluyen ríos, esteros, charcas, estuarios, entre otros. Algunos de estos sistemas presentan conexión con el mar, lo que representa ingresos intermitentes de agua de mar, y varios de ellos son estacionales. Estos ecosistemas insertos en un paisaje semiárido tienen una alta biodiversidad y una riqueza propia de Chile central, que incluye un alto endemismo y varias especies amenazadas. A pesar de algunos esfuerzos de conservación (tres sitios Ramsar), dichos humedales están amenazados por factores antrópicos y naturales, que provocan una cascada de efectos ecológicos y sociales sobre estos sistemas.

La Corriente de Humboldt, el Anticiclón del Pacífico Sur Oriental y el relieve costero se conjugan para definir los principales forzantes meteorológicos que determinan el régimen y balance hídrico de estos cuerpos de agua. El cambio climático está cambiando los patrones de precipitación y la temperatura de la zona, que junto con el aumento de las marejadas, está produciendo una reducción de los cuerpos de agua y un aumento en la salinidad de los humedales, con consecuencias importantes para la biota acuática residente y migratoria. Esto dificulta la protección y recuperación de estos ecosistemas, incluso donde el apoyo social e institucional es fuerte. Aumentar el número de humedales protegidos y la gestión sustentable del agua sigue siendo el desafío más importante en una región de recurrentes sequías y creciente escasez de agua dulce.

## INTRODUCCION

Las zonas áridas y semiáridas ocupan aproximadamente un tercio de la superficie terrestre del mundo (Thomas 1989, Dregne et al. 1991). Sin embargo, análisis recientes utilizando nuevos datos climáticos, sugieren un avance de las zonas áridas de un 45,4% de la superficie (~67 mil km<sup>2</sup>) terrestre del planeta (Feng & Fu 2013). Esta nueva dimensión espacial de la aridificación involucra una amplia gama de temas ambientales que se agudizarán: degradación de la tierra y del agua, erosión de los suelos, aumento de los vientos huracanados, pérdida de la vegetación, salinización de humedales, compactación del suelo y pérdida de nutrientes (Reynolds et al. 2001), los que junto con otras perturbaciones ecológicas y climáticas, como sequías, tormentas de polvo, olas de calor, estrés hídrico, lluvias extremas, incendios forestales y enfermedades (Reynolds et al. 2007), provocarían una disminución de la estabilidad de los ecosistemas áridos y semiáridos (Ruppert et al. 2015). Estos problemas ambientales, comunes a todas las zonas áridas, se estiman que acentúen la pobreza, la amplificación de los conflictos sociales y la inestabilidad política regional (UNCCD 2011). Los sistemas socioeconómicos de las zonas áridas siempre han estado ligados al uso de los recursos naturales, especialmente del agua. La escasez natural de este elemento ha limitado la explotación intensiva de las zonas áridas, pero con la inclusión de nuevas tecnologías, la agricultura y la minería están transformando dichos territorios, exacerbando los problemas ambientales, y provocando un cambio social en los modos de vida rural y la migración de las poblaciones humanas de estas zonas (UNCCD 2011).

Más de 2 mil millones de personas viven en las zonas áridas del planeta, de las cuales aproximadamente el 90% se localiza en los países en desarrollo (Safriel et al. 2005; UNEP 2007). Alrededor de 48 millones de hectáreas del territorio nacional (63% de Chile continental) sufre los embates de la desertificación (Alfaro 2007), afectando a más de 1,3 millones de personas (Alfaro 2006), la mayoría distribuida en las zonas costeras de Chile. Cerca del 22% del territorio desertificado se encuentra en el Norte Chico (Soto 1999). En la región de Coquimbo, las áreas más afectadas son la franja costera y las áreas interiores ocupadas por las comunidades agrícolas (CONAF 2001). Así no es sorprendente que los humedales costeros desempeñen un rol importante en el asentamiento, supervivencia y desarrollo de algunas poblaciones humanas en esta región. Los tamaños de los humedales costeros (espejo de agua) de Coquimbo analizados (Figura 10.1), abarcan una superficie estimada de 168,35 Há (ver Tabla 1.6) sin contar el área de la matriz, las charcas temporales y otros cuerpos de agua (e.g. tranques) dispersos por el territorio. Sin embargo, a pesar de su pequeño tamaño, los cuerpos de agua de las zonas áridas, debido a su aislamiento, a menudo contienen un alto endemismo en algunos componentes de su biota y pueden ser focos de biodiversidad (e.g. Shepard 1993, Williams 1999), que contribuyen en relación a su tamaño, significativamente a la biodiversidad acuática regional (ver Capítulo 1).

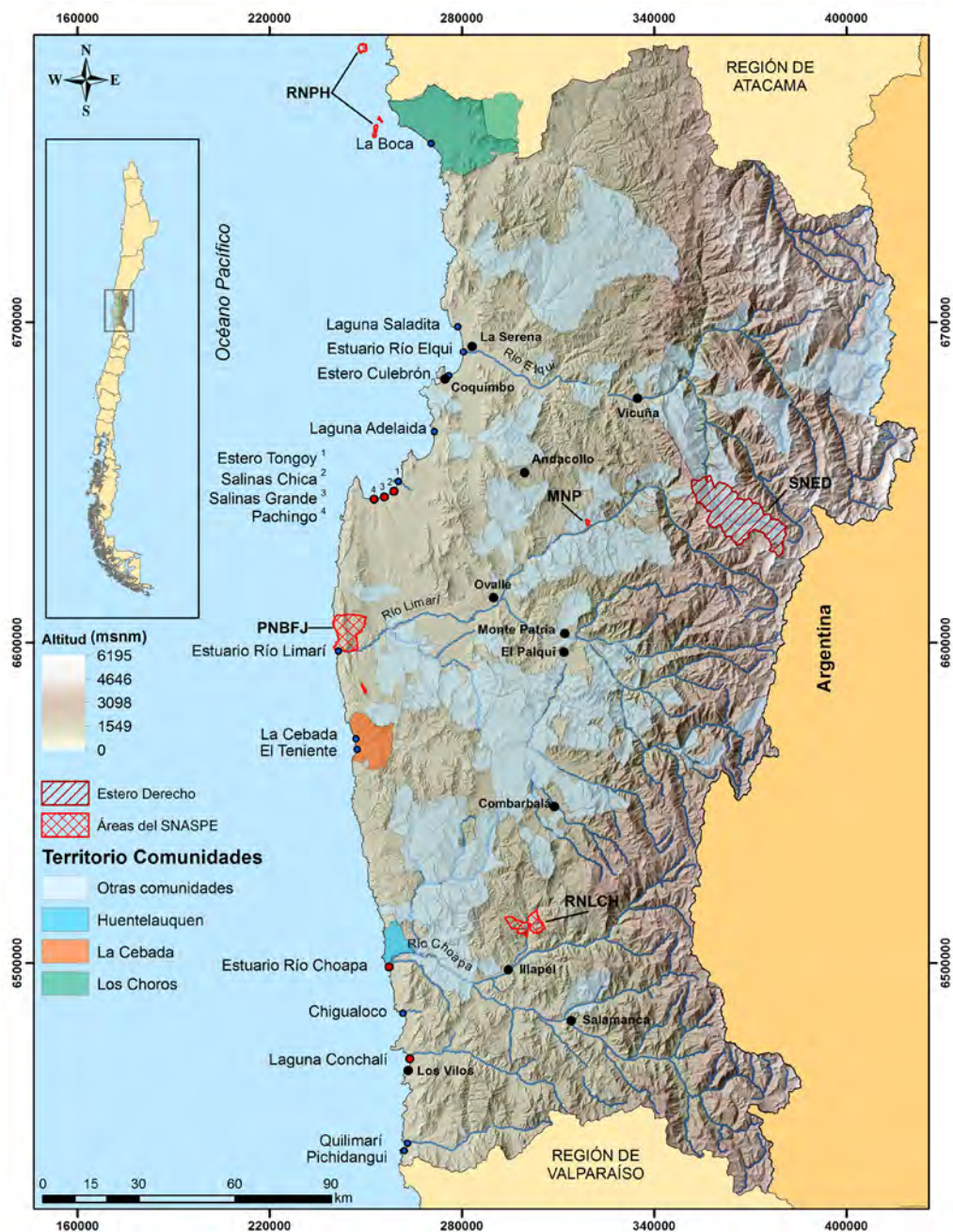
Los humedales costeros de Coquimbo son geofísicamente diversos y cubren una amplia gama de tamaños. Sin embargo, en general, la mayoría de los humedales de la Región son más largos que anchos, poco profundos (Capítulo 1), de tamaños medianos y muchos de ellos pequeños (ver Tabla 1.6). Debido a que proporcionan agua potable confiable, los cuerpos de agua en zonas áridas a menudo son muy utilizados por los humanos y el ganado en la Región, que paradójicamente constituye

un servicio ecosistémico valioso (Capítulo 1) y una amenaza importante (Capítulo 8). Históricamente estos usos rara vez se compatibilizan con la integridad ecológica de los humedales (Sada & Vinyard 2002). Por otra parte, los humedales de Coquimbo (Figura 10.1) presentan diferentes tipos de ocupación humana, como pequeños poblados, caletas, comunidades agrícolas, bahías, haciendas agrícola-ganaderas y balnearios, entre otros. Normalmente, las comunidades costeras que viven de la agricultura familiar y trabajos asalariados, complementan su actividad económica con la explotación de los recursos de la franja litoral, como la recolección de algas y la pesca artesanal de lenguado (*Paralichthys microps*), corvina (*Cilus gilberti*), rollizo (*Pinguipes chilensis*) y bilagay (*Cheiolodactylus gayi*). Asociadas a estas comunidades costeras de la Región, existen varias Áreas de Manejo y de Explotación exclusiva de recursos pesqueros y bentónicos (CITA), donde los humedales juegan un rol importante en la mantención y reproducción de los bancos de semillas de varias especies de importancia económica como machas y choros (CORFO 2002). Así, estos sistemas adquieren importancia social y ambiental debido a su fragilidad (Vörösmarty et al. 2010), derivada de la creciente escasez de disponibilidad de agua dulce y de la alteración de sus caudales (Larrain & Poo 2010), pronunciada en este país por el ejercicio de la propiedad privada de los derechos de uso del agua que rige desde 1981 (Romero et al. 2012).

El avance de la desertificación en nuestro país, se hace más crítica en los territorios transicionales como lo son aquellos de clima semiárido (e.g. Región de Coquimbo) y subhúmedo (e.g. Región de Valparaíso) de nuestro país (Dregne et al. 1991, Reynolds & Stafford 2001). Esta situación que podría agravarse como consecuencia del cambio climático global, fenómeno está provocado una disminución de las precipitaciones en la zona semiárida de Chile central desde mediados de los 70's (ver Capítulo 2), con un aumento en la aridización de los ecosistemas terrestres, y modificando la extensión y cobertura de los humedales costeros de la Región. Dadas estas condiciones climáticas restrictivas, la biodiversidad, que contrario a la creencia popular, es rica en las zonas áridas (Maestre et al. 2012), desempeña un papel esencial en el mantenimiento de las múltiples funciones y servicios de los ecosistemas (Williams 1999), los cuales han evolucionado para dar lugar a ecosistemas propios que suelen albergar una biodiversidad singular de gran interés.

## **VALORES DE CONSERVACION**

La selección de sitios, objetos (especies) o núcleos de conservación relevantes para la conservación de la biodiversidad de los humedales costeros de la Región de Coquimbo, puede considerar diversos elementos y aproximaciones de acuerdo a los objetivos de conservación a desarrollar y a los instrumentos legales de protección del país. Así por ejemplo, los sitios u objetos de conservación, normalmente consideran la riqueza (S), estado de conservación, endemismo y rareza (R) de las especies (Sutherland 2000). Otra aproximación que ha sido ampliamente utilizada, sobretodo en sistemas antrópicos, es definir, identificar los valores de conservación críticos para desarrollar las estrategias de protección, manejo y conservación de los sistemas naturales. El concepto de altos valores de conservación (AVC) fue desarrollado por el Forest Stewardship Council (FSC) en 1996, como parte de sus estándares para asegurar el mantenimiento de los valores medioambientales y



**Figura 10.1:** Distribución de los humedales costeros en las planicies litorales de la Región de Coquimbo. Observe que cuatro de estos se ubican en terrenos de comunidades agrícolas y tres se localizan en la conurbanización La Serena-Coquimbo. Note que sólo los ríos principales tienen su origen en la parte andina de sus cuencas. En rojo se destacan los humedales con protección oficial (Santuarios de la Naturaleza y Sitios Ramsar) y las áreas del SNASPE.



sociales significativos o críticos en el contexto de la certificación forestal (Brown et al. 2013). Desde su origen, el concepto de AVC ha sido adoptado por diversas organizaciones e instituciones cuyo objetivo es mantener o mejorar los valores medioambientales y sociales significativos y críticos de distintos sistemas naturales. Los AVC exigen un mayor grado de protección para garantizar su mantenimiento a largo plazo, sobre todo si pueden verse afectados negativamente por las prácticas productivas o antrópicas de diversa índole (Brown et al. 2013).

Un AVC es un valor biológico, ecológico, social o cultural excepcionalmente significativo o de importancia crítica para un sistema en particular, generalmente de gran extensión territorial que proveen variados servicios ecosistémicos a las comunidades (Brown et al. 2013). Para su implementación, se han definido seis categorías de AVC: Diversidad de especies (AVC1), Ecosistemas y mosaicos a escala de paisaje (AVC2), Ecosistemas y hábitats (AVC3), Servicios ecosistémicos (AVC4), Necesidades de las comunidades (AVC5) y Valores culturales (AVC6). En este capítulo examinaremos algunos de estos valores de conservación, aplicables a los humedales costeros de la Región de Coquimbo.

### **Valores Biológicos (AVC1)**

En la zona semiárida de Chile central, los estudios de biodiversidad de los humedales se han concentrados en unos pocos sistemas, principalmente costeros y algunos taxa, incluyendo la flora (Bannister et al. 2011, Fariña et al. 2017) y los vertebrados (Quintanilla 1983). Parte de este conocimiento se ha recopilado en varios trabajos (e.g. Figueroa et al. 2009, Figueroa et al. 2013, Palma et al. 2013), particularmente en un número especial de Gayana (2006, volumen 70) y algunos libros (Vila et al. 2006, Fariña & Camaño 2012, Zuleta & Piñones 2015). Sin embargo, dicha información no consideran las áreas de distribución de las especies, algunos son demasiado generales, abarcan zonas específicas y/o se concentran en los taxa mejor estudiados. A continuación resumiremos la información sobre los vertebrados y la flora de los humedales de la Región de Coquimbo, destacaremos algunos elementos endémicos y especies migratorias, y discutiremos el estado de la fauna acuática asociada a estos ecosistemas.

La biodiversidad de los humedales costeros es alta en relación con la reportada para la Región de Coquimbo (Cepeda et al. 2000). Según la información disponible, la fauna de vertebrados está representada por 222 especies: 161 de Aves (Capítulo 5), 31 de Mammalia, 14 de Reptilia, 10 Písces y 6 especies de Amphibia (Capítulo 3). Para la flora se identificaron un total de 293 especies de plantas con flores, herbáceas, árboles, arbustos y cactáceas distribuidas en 4 Clases, 70 Familias y 199 Generos (ver Capítulo 4). De las cuales el 60% son nativas y cerca del 17% son endémicas. Sin embargo, si consideramos el aporte florístico de las charcas temporales, los números de la flora de los humedales costeros subirían. Así, la riqueza de la flora vernal comprende: 40 Familias, 90 Generos y 107 especies (ver Capítulo 6).

Los humedales costeros no sólo albergan una alta diversidad de vertebrados y flora nativa, sino también un gran número de especies con problemas de conservación (ver detalles en Capítulos 3, 4 y 5): De acuerdo a la RCE (MMA 2018) para Amphibia

**Tabla 10.1:** Aves con problemas de conservación en los humedales costeros de la Región de Coquimbo, según el SCE de Chile (MMA 2018).

Familia	Especie	Nombre Común	Conservación
Anatidae	<i>Anas bahamensis</i>	Pato gargantillo	LC
	<i>Anas platalea</i>	Pato cuchara	LC
	<i>Coscoroba coscoroba</i>	Cisne coscoroba	EN
	<i>Cygnus melanocorypha</i>	Cisne de cuello negro	VU
	<i>Heteronetta atricapilla</i>	Pato rinconero	LC
Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Garza cuca	LC
Charadriidae	<i>Calidris canutus</i>	Playero ártico	EN
Columbidae	<i>Columba araucana</i>	Torcaza	LC
Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	LC
Laridae	<i>Larus modestus</i>	Gaviota garuma	R
	<i>Larosterna inca</i>	Gaviotín monja	VU
	<i>Larus serranus</i>	Gaviota andina	R
	<i>Sterna lorata</i>	Gaviotín chico	EN
Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>	Aguila pescadora	VU
Pelecanoididae	<i>Pelecanoides garnotti</i>	Yunco	EN
Phaethontidae	<i>Phaethon rubricauda</i>	Ave del tropico de cola roja	VU
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax bougainvilli</i>	Guanay	NT
	<i>Phalacrocorax gaimardi</i>	Lile	NT
Phoenicopteridae	<i>Phoenicopus chilensis</i>	Flamenco chileno	R
	<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina Grande	VU
Rallidae	<i>Laterallus jamaicensis</i>	Pidencito	IC
Scolopacidae	<i>Gallinago paraguaiiae</i>	Becacina	LC
	<i>Calidris canutus</i>	Playero ártico	EN
Sulidae	<i>Sula variegata</i>	Piquero	LC
Threskiornithidae	<i>Theristicus melanopis</i>	Bandurria	LC
	<i>Plegadis chihi</i>	Cuervo de pantano	EN

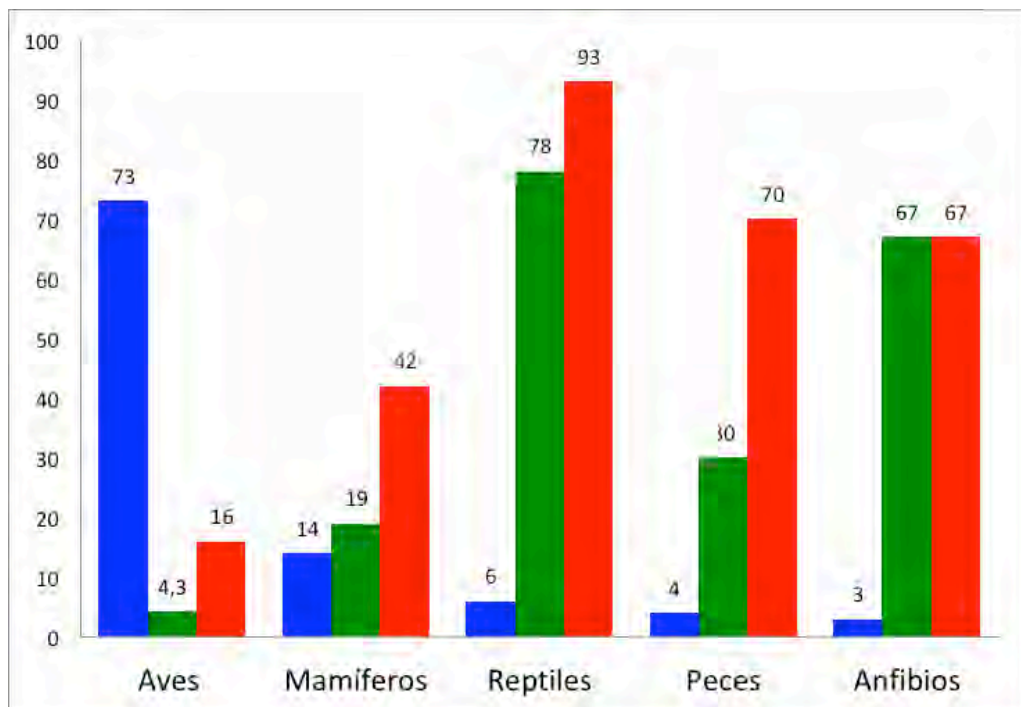
tenemos 4 especies, para Mammalia tenemos 13 especies, para Peces tenemos 7 especies y para Reptilia tenemos 14 especies con problemas. Para Aves (Tabla 10.1), tenemos 26 especies catalogada en la RCE (MMA 2018): 5 en la categoría Vulnerable (VU), 2 especies Casi Amenazada (NT), 6 En Peligro (EN), 9 en la categoría de Preocupación Menor (LC) y 3 Especies Raras (R) y sólo el pidencito (*Laterallus jamaicensis*) esta catalogada como Inadecuadamente Conocida (IC). Sin embargo, si consideramos las aves migratorias, varias de las cuales tienen planes de conservación internacional (Senner et al. 2017), tendríamos al menos 38 especies con problemas de conservación. En cuanto a la flora con problemas de conservación

(Ver Capítulo 4), en los humedales costeros de Coquimbo se registraron 14 especies: 2 en la categoría Vulnerable (VU), 6 especies Casi Amenazada (NT) y 6 en la categoría de Preocupación Menor (LC). Cabe mencionar que dentro de los elementos de la fauna nativa de los humedales costeros de Coquimbo, destacan las poblaciones del camarón de río del norte (*Cryphiops caementarius*) en los humedales de Tongoy, Limarí y Choapa. Este crustáceo cuyo estado de conservación es Vulnerable (MMA 2018), es el único representante de la familia Palaemonidae en Chile. Los estuarios de la Región, resultan también relevantes en los procesos biológicos de la lisa (*Mugil cephalus*) y de la lamprea de bolsa (*Geotria australis*), las que se encuentran en la categoría de Preocupación Menor (LC) y Vulnerable (VU), respectivamente.

Los anfibios y la ictiofauna son los grupos menos representados en los humedales costeros de Coquimbo (Figura 10.2), con 6 y 10 especies, respectivamente (ver Tabla 3.1). Para Chile, se reconocen 59 especies de anfibios, la mayoría (60.7%) endémicos (Ortiz & Díaz-Páez 2006, Frost 2009). Si bien hay información disponible sobre los anfibios y peces dulceacuícolas chilenos, varios aspectos de su biología y distribución siguen poco claros, particularmente para los que se distribuyen en las zonas áridas y semiáridas del país. Sólo los estudios de Vidal et al. (2009) y Jofré & Méndez (2011) han presentado información sobre la distribución latitudinal de anfibios en Chile.

Si bien se reconoce un aumento en la declinación de los anfibios en Chile, como lo reflejan sus estados de conservación (ver Figura 10.2) los datos son insuficientes. Sólo la ranita de Darwin (*Rhinoderma darwini*) y la ranita vaquera (*R. rufum*) cuyo último avistamiento fue en 1980, han sido documentados fehacientemente (Lobos et al 2013). El alto grado de endemismo y vulnerabilidad de los anfibios chilenos, particularmente los que se distribuyen en la zona norte del país, nos ha posicionado como uno de los 20 países con mayor porcentaje de la batracofauna amenazada (Lobos et al. 2013). Las causas de amenaza más recurrentes son la alteración y pérdida del hábitat, contaminación, extracción de agua, especies invasoras, cambio climático y la colecta de ejemplares para consumo, docencia, investigación y mascotas (Ibarra-Vidal 1989, Lobos et al. 2013). Al respecto los humedales costeros de Coquimbo, juegan un rol importante en la conservación de los anfibios, porque en todos ellos fue posible registrar poblaciones de diferentes especies (ver Capítulo 3), donde el estuario del Río Limarí y el sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén presentan la mayor riqueza, con 4 de las 6 especies reportadas para la Región. Sin embargo, un aspecto no considerado en las estrategias de conservación de los anfibios son las charcas temporales, pequeños cuerpos de agua insertos en el paisaje semiárido de la Región (ver Capítulo 6), que albergan numerosas poblaciones de Sapo de rulo (*Rhinella arunco*) y del Sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul*). Las Charcas temporales, podrían servir además como hábitat de reproducción y dispersión para estos y varias especies de animales acuáticos (Gibbs 2013), puesto que se forman en gran número y muchos de ellos sobrepasan la temporada de reproducción de estas especies con suficiente agua para sus necesidades biológicas.

Las charcas temporales se secan frecuentemente en verano y lo más importante, estos sistemas contienen igual o mayor riqueza y abundancia de anfibios que los humedales más grandes y permanentes, al evitar la acumulación de invertebrados



**Figura 10.2:** Valores biológicos (%) de importancia para la conservación los humedales costeros de la Región de Coquimbo. Riqueza específica (barra azul), endemismos (barra verde) y estado de conservación (barra roja) de la fauna de vertebrados.

y peces depredadores (Semlitsch & Bodie 1998). Las charcas dispuestas en grupos promueven la abundancia y persistencia de los anfibios, dado que la etapa larvaria de casi todos los sapos y ranas es corta, de rápido crecimiento y herbívora, por lo que pueden sobrevivir en estos pequeños cuerpos de agua, distribuidos abundantemente en el paisaje. La distribución espacial de las charcas se vuelve crítica por dos razones: (1) asegura múltiples opciones de reproducción para los anfibios en las proximidades, y (2) asegura que las extinciones de la población local puedan revertirse mediante la recolonización si las distancias entre los humedales adyacentes son lo suficientemente cercanas para la dispersión. La distancia promedio de dispersión de los anfibios es de aproximadamente 1-1,5 kilómetros (Semlitsch 2008), y las distancias entre los humedales más allá de este punto, reducen la probabilidad de rescate a través de la recolonización y aumentan las posibilidades de extinción de especies regionales (Semlitsch et al. 2013).

Para Peces, se reconocen un total de 20 especies nativas para la zona de Chile central. Siendo la zona sur la que presenta mayor riqueza, con varias especies endémicas (Vila et al. 2006). Los humedales de Coquimbo tiene una baja riqueza de peces, pero un 30% de la ictiofauna es endémica y el 70% de ella se encuentra con problemas de conservación (Figura 10.2). Es justamente en la zona de Chile central, en donde las poblaciones de anfibios y peces están con mayores problemas debido a diversas presiones antropogénicas (Habit et al. 2006b, Vila & Pardo 2008, Zunino

et al. 2009). Así por ejemplo un total de 26 especies de peces se han introducido en esta zona del país desde finales del siglo XIX, para fines tan diversos como la pesca deportiva, el uso ornamental, el control biológico y la acuicultura (Iriarte et al. 2005). Los efectos de la introducción de peces exóticos en las comunidades de peces nativos son muy poco conocidos, pero se considera que tales introducciones son las causas de las extinciones de peces locales (Ruiz 1993, Soto et al. 2006).

Cabe destacar que el número de vertebrados introducidos en los humedales de Coquimbo es alta (26), lo que indica una fuerte alteración y deterioro de sus comunidades biológicas. Destacan en este grupo otros elementos de la fauna acuática como el caracol manzana (*Pomacea canaliculata*), la langosta azul (*Cherax tenuimanus*) y algunas plantas como la hierba del rocío (*Mesembryanthemum crystallinum*) y el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) que han sido catalogadas como especies invasoras y que se encuentran en varios humedales de la Región (MMA 2015); los que junto con algunos vertebrados invasores (ver Tabla 7.1) como el pez chanchito (*Australoheros facetus*) en los humedales de Tongoy, El Culebrón y Pichidangui, así como del sapo africano (*Xenopus laevis*) en el Río Limarí, pueden ocasionar un desastre ecológico en estos ecosistemas, al depredar, competir y extirpar localmente a las especies nativas y endémicas (Cattan 2004, Iriarte et al. 2005, Ribeiro et al. 2007, Lobos et al. 2013).

El sapo africano (*Xenopus laevis*) ha demostrado una gran capacidad de colonizar ambientes acuáticos en el centro de Chile (Lobos et al. 1999). Esta rana se introdujo a la laguna Carén (33°25'50"S; 70°50'29"W) en el año 1973 (Jaksic 1998). Los primeros informes de la existencia de poblaciones silvestres se produjeron en la década de 1980 confinado a un área alrededor de Santiago, la capital del país (Veloso & Navarro 1988, citado por Measey et al. 2012, Lobos et al. 2014b). El rango de su distribución actual, incluye las regiones administrativas Metropolitana, Coquimbo, Valparaíso y Libertador General Bernardo O'Higgins (30 a 35°S), del nivel del mar hasta una altitud de 620 m (Measey et al. 2012). Sin embargo, las poblaciones de la Región de Coquimbo (límite norte de distribución) se encuentra en locaciones aisladas, por lo que su presencia en la zona se considera que proviene por la acción humana (Lobos & Jaksic 2005, Lobos 2012). Así, la fauna y flora endémica de los humedales de Coquimbo presentan una alta vulnerabilidad biológica debido a que enfrentan nuevos competidores y depredadores, así como especies introducidas e invasoras, que junto a la exposición a nuevas enfermedades (Marcogliese 2001) e interacciones bióticas cambiantes (Wenger et al. 2011), podrían restringir su dispersión y éxito reproductivo, provocando su extinción local en algunos humedales costeros de la Región de Coquimbo.

Desde una perspectiva de conservación, solo ciertas especies de peces, anfibios y crustáceos tienen algún tipo de protección. La mayoría de los invertebrados son ignorados en las categorías de conservación. La ocurrencia de una especie rara de caracol (*Omalogyra atonus*) que está muy pobremente representada en Chile, así como de varios Anfípodos y Decápodos que habitan los humedales costeros y cuya biología se desconoce, sugieren que estos ecosistemas pueden albergar una riqueza mayor que es necesario estudiar y conservar. Nuevamente las charcas

temporales del secano de Huentelauquén son importantes para la conservación de la biodiversidad acuática, porque ellas albergan una comunidad de crustáceos totalmente diferentes a la observada para aguas continentales chilenas (De Los Ríos et al. 2019), con predominio de Conchostracos (Ordenes: Spinicaudata, Laevicaudata y Cyclestherida) y una posible nueva especie del género *Lynceus* Muller 1776 (Crustacea: Branchiopoda: Laevicaudata), los que junto a una gran diversidad de insectos epigeos (ver Capítulo 6), pueden cumplir múltiples funciones y servicios en los ecosistemas acuáticos y terrestres. Así por ejemplo, los insectos capaces de dispersarse activamente, como los escarabajos acuáticos, emigran de los humedales temporales a aguas más permanentes cuando estas se secan (Bayly 1997). Los insectos y otros invertebrados que no pueden dispersarse activamente pueden perecer en períodos de sequía (Stanley et al. 1994), pero a menudo tienen estrategias de historia de vida (e.g. huevos resistentes a la desecación, estivación) que les permiten persistir en humedales temporales y en el paisaje. También las charcas son importantes en la mantención de polinizadores y la polinización de plantas nativas (Vickruck et al. 2019).

En resumen, los humedales costeros de la Región de Coquimbo albergan una conjunción de especies de flora y fauna de alto valor biológico, particularmente desde el punto de vista de la conservación y donde muchas de ellas no están representadas en el SNASPE. Dados los requisitos de las diferentes biotas presentes en los humedales costeros, es probable que ningún humedal por sí mismo (e.g. sitios Ramsar), proporcione las condiciones adecuadas para conservar toda la biota asociada a estos sistemas. Más bien, un mosaico espacial y temporal de humedales son los que proporcionarían una gama de recursos y condiciones, que permitirían mantener una alta biodiversidad y a diferentes subconjuntos de la biota de los humedales, particularmente en los períodos de sequías, inundaciones y otras perturbaciones típicas de la zona semiáridas de Chile.

### **Valores Ecosistémicos (AVC2, AVC3)**

Los humedales costeros de la región de Coquimbo, que al igual que otros ecosistemas acuáticos de zonas áridas, constituyen focos de productividad y diversidad biológica, que en condiciones de variabilidad climática y sequías prolongadas, sirven como refugios ecológicos para la biota (Morton et al. 1995, Sheldon et al. 2010). Debido a su ubicación en una zona semi-árida, los humedales costeros de Coquimbo actúan también como una isla biogeográfica, en el sentido que son zonas naturales de alta productividad biológica inmerso en un paisaje semiárido, desempeñando un papel importante en la mantención de la biodiversidad a nivel local y regional.

Un refugio ecológico es un hábitat que sostiene poblaciones naturales que no pueden vivir en otro lugar dentro del paisaje predominante (Nekola 1999). Los refugios se definen también como lugares o eventos donde los efectos negativos de la perturbación (e.g. sequías) son menores que en el área circundante (Lancaster & Belyea 1997). Durante condiciones adversas, los refugios proveen mayores posibilidades de supervivencia para las especies, las cuales posteriormente están disponibles para reclutar o recolonizar áreas del paisaje afectadas (Lancaster &

Belyea 1997). Los refugios ecológicos se han usado ampliamente en la literatura acuática, en relación con las condiciones de sequía (CITA), inundaciones (Rempel et al. 1999) y focos de biodiversidad (CITA). Los refugios fluviales (Sedell et al. 1990) pueden incluir microhábitats localizados y/o zonas dentro del humedal, como la vegetación ribereña, llanuras de inundación y aguas subterráneas. Se considera que los refugios fluviales existen como gradientes o continuos tanto en el espacio como en el tiempo en la mayor parte de las zonas áridas y semiáridas del mundo.

Los usos del refugio ecológico son diversos y dependen de los atributos espaciales y temporales del entorno físico y los requisitos del organismo (Lancaster & Belyea 1997). En los humedales semiáridos, por ejemplo, los refugios para plantas acuáticas y ribereñas son sitios seguros para el almacenamiento, la reproducción, germinación y el establecimiento de las plantas (Capon 2003). También constituyen sitios de alimentación, reproducción y reacondicionamiento para numerosas especies de aves acuáticas y migratorias (CITA). Sin embargo, para los peces y muchos invertebrados acuáticos (Arthington et al. 2005, Marshall et al. 2006), es probable que los únicos refugios durante los períodos de sequías sean los humedales permanentes de ríos y lagunas costeras de la Región.

En los humedales semiáridos, incluidos los ríos de tierras secas, el hábitat acuático se expande y se contrae dramáticamente en diferentes escalas espaciales, según los distintos regímenes del flujo hídrico (Stanley et al. 1997). Así, para servir como refugios, los humedales deben ser permanentes en el paisaje. Esta condición sólo la cumplirían los estuarios y ríos principales de la Región de Coquimbo, que están conectados con sus afluentes en la parte andina de sus cuencas y que normalmente siempre presentan agua superficial (CITA). Así, la contribución de los humedales costeros de la Región a estas funciones dependen de las características hidrológicas de estos sistemas (ver Capítulo 2). Sin embargo, las charcas temporales (Capítulo 6) y lagunas costeras semipermanentes de la Región, como los de la Bahía de Tongoy, servirían también como refugios para la biota, puesto que son focos de alta biodiversidad para aves e invertebrados, y sitios de alimentación, reproducción y reacondicionamiento para numerosas especies de aves migratorias (CITA).

Así, los humedales temporales son importantes para la provisión de hábitat para la reproducción y alimentación de varias especies asociadas a los humedales, como por ejemplo, las aves acuáticas y limícolas de las charcas de Huentelauquén (ver capítulo 6). En este sistema, registramos un total de 22 especies de aves sobre los cuerpos de agua (eg. *Tachycineta meyeni*) y en sus bordes (eg.: *Lessonia rufa*). Los Charadriiformes registró la mayor representatividad con 13 especies (59%), seguido de cinco especies de Anseriformes (22,7%) y cuatro especies de Passeriformes (18,1%), lo que indica que las charcas aumentan la riqueza de aves del secano de huentelauquén, particularmente durante la estación de primavera.

Las aves registradas en los humedales temporales representaron el 18,6 % de las aves registradas en la caja fluvial del río Choapa (Zuleta & Piñones 2014) y los análisis previos indican que la riqueza de aves tiene una relación positiva con la superficie de los humedales, tal como se ha señalado para otras charcas y sistemas insulares

**Tabla 10.2:** Percepción de los valores de importancia que las personas de Coquimbo tienen sobre los humedales costeros de la Región.

Razones de la importancia	Respuestas (%)
Mantienen biodiversidad	57.8
Mantienen ciclos ecosistémicos	20.0
Conservación de flora y fauna	8.9
Áreas verdes	4.4
Reservas de agua	2.2
Generan aire limpio	2.2
Permiten actividades educativas	2.2
Patrimonio cultural	2.2

(MacArthur & Wilson, 1963). La riqueza de aves en los humedales temporales varían entre los sitios, y en general, su distribución depende de tres factores: la distancia del humedal al eje principal del río, la superficie de la charca y la distancia hacia la carretera (Bravo et al. 2019). En general, para el sistema de charcas temporales de Huentelauquén, encontramos una mayor riqueza de aves vernaes a una menor distancia del eje del río, más lejos de la carretera y en las charcas con una mayor superficie (Bravo et al. 2019).

### Servicios Ecosistémicos (AVC4)

Los bienes y servicios que proveen los humedales por unidad de área, es mayor que cualquier otro ecosistema en el mundo (Constanza et al. 2004). Los humedales de agua dulce (que sólo ocupan cerca del 0,3 % de la superficie de la tierra), producen cerca del 20,5 % de todos los bienes y servicios ecosistémicos consumidos por los seres humanos (Constanza et al. 2014). El valor de los los humedales costeros se estima en 193.845 USD ha/año, del cual al menos el 88% del valor corresponde a servicios de regulación (de Groot et al. 2012). De esta forma, los humedales se transforman en el segundo bioma más valioso del planeta (Constanza et al. 2014).

Los valores tradicionalmente atribuidos a los humedales a nivel mundial también se aplican a la mayoría de los humedales de zonas áridas, e incluyen la importancia económica, cultural, estética, científica, ambiental y de conservación (Fisher et al., 1972; Myers y Resh, 1999; Williams, 1999). En la región del Coquimbo, mediante una encuesta de campo a diferentes personas con las cuales interactuábamos durante nuestra investigación, reveló la importancia que ellos les daban a los humedales costeros (Tabla 10.2). La mayoría de las personas expresa su importancia en la mantención de la biodiversidad, los ciclos ecosistémicos y la conservación de la flora y faun de los humedales (ver Tabla 10.2). Los residentes locales cercanos a estos cuerpos de agua o que han visitado los humedales, están de acuerdo en que estos sistemas tienen valores significativos como hábitat de vida silvestre. Sin embargo, su importancia se aprecia de diferentes maneras. En las comunidades agrícolas, estos valores están asociados normalmente al pastoreo y la agricultura.



Si bien los servicios ecosistémicos según Daily (1997) son las condiciones que satisfacen la vida humana (1997), algunos de estos presentan una mayor relación con el bienestar humano, como ocurre con algunos servicios de regulación y provisión (MEA 2005). Por ejemplo, juicios que involucran una valoración positiva, pueden ser el resultado de los beneficios obtenidos de los humedales, como la obtención de alimento o los ingresos por ecoturismo a la comunidad (Bravo et al. 2014). Otros factores de importancia para una valoración positiva son la provisión de hábitat y purificación de agua dulce (Greenland et al. 2016). Así, mediante encuestas sobre la valoración de los humedales costeros, realizadas al azar a un centenar de personas en la Región del Coquimbo (Zuleta & Bravo, datos no publicados), determinó que un 25% de las personas no creen que los humedales tengan valor económico, pero sí que tienen un gran valor ecológico (63%) y cultural (12%). La mayoría de los encuestados (81%) perciben que la contaminación y la urbanización son las principales amenazas a estos ecosistemas, las cuales fueron constatadas en varios humedales de la Región (ver Capítulo 8).

Los humedales de la Región de Coquimbo proveen variados servicios recreativos y culturales (Figura 10.3). Generalmente, son sitios de esparcimiento, de significado o congregación socio-culturales (Figura 10.3c) y para la observación de aves nativas (Figura 10.3d). Las personas realizan múltiples actividades en los humedales que se relacionan con el desarrollo cultural, la salud física y mental (de Groot et al. 2007). Por tanto, la valoración que ellos realizan, no depende tan sólo de cómo se aprovechan los espacios, sino también a través de su relación y experiencia con estos ecosistemas. Así en el humedal de Borek en Polonia, Birol et al. (2009) encontraron que sus habitantes priorizan la protección contra inundaciones sobre los usos recreativos y la provisión de biodiversidad del humedal. Muy similar a lo encontrado por Kim & Shelby (2011) quienes identificaron en Luisiana, que el principal beneficio de los humedales para las personas locales, era principalmente la protección contra huracanes. Además del contexto, se ha identificado que algunos parámetros como la transparencia y el color del agua, o simplemente la apariencia de la vegetación acuática, pueden influir en la percepción (Cottet et al. 2013), además de la ubicación del humedal y las presiones antrópicas sobre éste (Mitsch & Gosselink 1993).

Los humedales que son ecológicamente y/o culturalmente importantes pueden no estar valorados y mucho menos protegidos, si los servicios que brindan no se consideran importantes. Muchos de los valores ecológicos o culturales de los humedales áridos no se reconocen o son desconocidos para las personas, porque no se han estudiado científicamente, faltan investigadores en esta área y porque a menudo dicho conocimiento no se socializa adecuadamente. Una buena estrategia para acortar estas brechas es la educación ambiental y la ciencia ciudadana, en donde los científicos, educadores y la comunidad participan de la valoración y protección de los humedales. Este desafío debe concentrarse en los niños y jóvenes de la Región, para generar en ellos actitudes más reflexivas sobre su entorno, ya que especialmente en estos se han detectado grandes desvinculaciones entre sus intereses y actividades cotidianas relacionadas con los humedales (Marín-Muñiz et al. 2016). Este esfuerzo debe también articular las instituciones de competencia



**Figura 10.3:** Provisión de servicios recreativos y culturales de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Actividades de canotaje en el estero Tongoy. B). Campamento informal sobre el humedal de Punta de Teatinos C. Infraestructura para la observación de aves en Salinas Chica. D). Infraestructura ambiental del sitio Ramsar Laguna Conchalí.

ambiental (Kaplowitz et al. 2003), para elaborar estrategias de conservación más eficaces y aceptadas públicamente.

### Valores de Uso (AVC5)

Históricamente la mayoría de las comunidades humanas adyacentes a los humedales costeros de la Región de Coquimbo, se han dedicado a la explotación de los recursos marino-costeros, la agricultura campesina y últimamente al turismo para desarrollarse económicamente (Alvarez 2007). Las actividades socioeconómicas en los humedales costeros de Coquimbo tienen un dinamismo temporal y espacial alto. Esto se produce por la variación del clima que alterna entre períodos húmedos, secos y sequías prolongadas, así como por las características propias de los diferentes humedales. La mayoría de ellos proporcionan una fuente confiable de agua y tierras fértiles para la agricultura en la estación seca. Normalmente se utiliza el agua de los pozos y norias situados en sus afluentes para consumo humano y para la mantención de ganado menor (p. ej., cabras y ovejas). Los animales son llevados a pastar cerca de los humedales o más lejos en terrenos de secano. El pastoreo es un componente vital de la actividad económica de las comunidades aledañas a estos cuerpos de agua y son especialmente importantes durante las sequías, cuando la mayoría de las otras tierras están secas y son inproductivas.

Las comunidades rurales que habitan en la zona costera de la región de Coquimbo, obtienen parte del agua cerca de los humedales costeros a través de pozos en acuíferos subterráneos y para el caso de Pachingo directamente de las aguas superficiales. El agua se utiliza principalmente para consumo humano (Agua Potable Rural), la mantención de ganado ovino y caprino, además del regadío de pequeños campos dedicados a la agricultura tradicional.

La agricultura es una actividad importante en algunos humedales costeros de Coquimbo, que proporciona a las comunidades locales agua y terrenos fértiles para la agricultura tradicional de subsistencia (1,4 ha en promedio). Así por ejemplo, gran parte de la agricultura que se desarrolla en la parte alta del humedal de Pachingo (Cerrillos de Tamaya y Quebrada Seca), se desarrolla gracias a las fuentes de superficial presente en algunos sitios, donde destacan la agricultura de uva (*Vitis vinifera*) y el cultivo de olivos (*Olea europaea*), paltos y cítricos, como naranjos (*Citrus sinensis*), limones (*Citrus limon*), clementinas (*Citrus clementina*), mandarinas (*Citrus reticulata*) y pomelos (*Citrus paradisi*). Tal es la importancia de este humedal que se han realizado reparaciones del Canal Rumay, para favorecer a la Asociación de Canalistas de la localidad de Santa Cristina, en Tamaya, la que está compuesta principalmente por pequeños regantes (Zuleta & Bravo 2016).

Por otra parte, en la ribera norte del sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén y otros humedales costeros como El Teniente y Quilimaría, se desarrolla la agricultura tradicional familiar (característica de las comunidades agrícolas) de la zona. Aquí, los agricultores, poseedores de tierras familiares de diferentes extensiones, obtienen gran parte de su ingreso a partir de cultivos como la papa (*Solanum tuberosum*), el maíz (*Zea mays*), el poroto (*Phaseolus vulgaris*), la haba (*Vicia faba*), la cebada (*Hordeum vulgare*) y otras hortalizas (Zuleta & Piñones 2015). La producción agrícola es para consumo interno, que se venden dentro de las áreas rurales circundantes. Esta actividad campesina, proporcionan empleos de bajo valor, muy temporales y sujeto a las condiciones climáticas de la zona.

La actividad agrícola intensiva asociada a los humedales costeros, sólo se desarrolla en la ribera sur de la desembocadura del río Choapa, principalmente en la Hacienda Huentelauquén, donde destaca la producción de frutales, como paltos (*Persea americana*) y papayas (*Vasconcellea pubescens*), y la elaboración de néctar, jugos y confites, que son comercializados principalmente a turistas y a supermercados del país (Zuleta & Piñones 2015). La industria ganadera de la Hacienda destaca por la producción de queso, el cual desde 1947 ha posicionado a Huentelauquén a nivel regional. En la actualidad, la industria agrícola y ganadera da sustento a más de 100 familias de la zona, especialmente en el poblado de Huentelauquén Sur.

Antiguamente el poblado de Choros Bajos, la Hacienda El Tangué y Huentelauquén, utilizaban los recursos de los humedales para la construcción de casas, corrales y bodegas (Figura 10.4). Una buena parte de su arquitectura rural utilizaba la totora (*Typha angustifolia*) como material de construcción para las techumbres de sus casas y galpones, así como el churqui (*Oxalis gigantea*) para los muros junto la tierra arcillosa de la zona. Varias especies vegetales de los humedales son utilizadas como



**Figura 10.4:** Servicios de provisión de los humedales costeros de Coquimbo. A). Recolección de totora en el estero El Culebrón para la elaboración de artesanías. B). Casas con techo de totora construidas en el villorio de la hacienda El Tangué cerca del humedal de Pachingo (Tongoy). C). Techos de totora de la cabrería de Huentelauquén.

plantas medicinales y aromáticas de uso tradicional, como la Menta (*Mentha* spp.), hinojo (*Foeniculum vulgare*) y el paico (*Chenopodium ambrosioides*). En el plano culinario, los macrófitos comestibles son escasos en estos sistemas, pero destacan el berro (*Nasturtium officinale*) que se consumen como ensaladas y que crece en arroyos y bordes de lagunas (Ramírez & San Martín 2018). El romero del campo o romerillo (*Baccharis linearis*) se utilizaba para otorgar el típico color amarillo al mote de trigo durante su proceso de cocción (Piñones et al. 2015). La chilca (*Baccharis salicifolia*) es empleada todavía para la elaboración de cercos y casas en sectores rurales ribereños, así como para la confección artesanal de escobas (Piñones et al. 2015). Las cañas, totoras, vautros y carrizos (Figura 10.4b), sirven como materia prima para techumbre, construcciones ligeras, también empleadas en mueblería, cestería y otras artesanías. Con los tallos de caña y carrizo se fabrican instrumentos musicales (Ramírez & San Martín 2018).

Como un sitio de recreación, los humedales costeros de la Región de Coquimbo tienen normalmente un valor bajo, puesto que con excepción de los sitios Ramsar de la Región, no se realiza ninguna recreación formal significativa. Para el caso de la Laguna Conchalí, sitio de propiedad de la Sociedad Minera Los Pelambres, se ha desarrollado una infraestructura ambiental adecuada, que cuenta con zonas de protección, senderos interpretativos, un centro de visitantes, baños y zona de picnic (ver Figura 10.3d), pero para muchos otros humedales, la actividad turística se realiza en campamentos informales (ver Figura 10.3b) o simplemente en zonas

con infraestructura mínima o temporal, como ocurre en el sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén (Zuleta & Piñones 2015).

Los humedales de Tongoy poseen importantes características naturales y paisajísticas que ha favorecido el desarrollo del turismo, el que principalmente se enfoca en la observación de aves, y en la fotografía de paisaje, flora y fauna. Los HBT son además importantes para el turismo recreativo, principalmente en los meses de verano, donde gran cantidad de visitantes de Chile y Argentina se distribuyen a lo largo de la Bahía para el disfrute de sus tranquilas playas. Entre las actividades turísticas que se desarrollan en el sitio destacan la pesca deportiva, excursiones, descanso y recreación, además del turismo ornitológico y rural que tiene entre sus principales ingredientes las aves de los humedales y las fiestas y tradiciones de la hacienda El Tangué (Cortés et al. 2010).

El turismo ornitológico se desarrolla estacionalmente, particularmente en época estival y ocasionalmente durante fines de semana que coinciden con feriados, pero es de baja intensidad, ya que la concurrencia de personas es baja. En promedio es posible ver de 10 a 20 personas por día. El turismo recreativo es igualmente frecuente durante la temporada escolar (desde marzo a diciembre). Sin embargo, el turismo ornitológico estival (enero a febrero) se desarrolla todos los días de la semanas y difiere en intensidad ya que la cantidad de personas que visitan los humedales puede variar entre 200 a 400 personas diarias en promedio. Estos números aumentan considerablemente los sábados y domingos del verano, lo que pueden llegar a 700 turistas o más (Zuleta & Bravo 2016). Debido al alto flujo de visitantes, algunas organizaciones de Tongoy han instalado una infraestructura ambiental básica, en algunos sectores dedicados a la recepción de personas que cuentan con espacios para la instalación de carpas familiares, además de servicios higiénicos y sitios para alimentación y depósitos de desechos.

### **Valores Culturales (AVC6)**

En general las comunidades de los humedales costeros de la Región de Coquimbo, se caracterizan por tener un fuerte arraigo con la naturaleza y los ecosistemas asociados a la localidad. Esta se ha manifestado a través de pinturas que retratan la historia natural del lugar, cuentos, mitos, leyendas de mar y piratas (Peri-Fagerstrom 1996), fiestas campesinas y religiosas (Alfaro et al. 2012, Zuleta & Bravo 2016). También las manifestaciones orales son elementos de la construcción de identidad de las comunidades costeras. Así por ejemplo, la celebración local de la Virgen del Carmen en Las Salinas de Huentelauquén es acompañada por una historia propia del sector. Esta zona posee una rica tradición oral relacionada con naufragios (e.g. el hundimiento del barco Etén) y trágicas muertes en el mar, las cuales han dado nombre a quebradas costeras (e.g. quebrada Tutos Pelaos), playas (e.g. playa El Toro) y esteros, además de cuentos relacionados con seres mitológicos presentes en el río Choapa (como la Cuca y el Cuero del Agua) entre otras manifestaciones de su cultura (Zuleta & Piñones 2015).

La religión es una dimensión importante en la construcción de identidad de las comunidades costeras de la Región. Esta se traduce en diferentes obras, costumbres



**Figura 10.5:** Valores culturales de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Bailes chinos en la fiesta religiosa de Cruz de Mayo en Huentelauquén. B). Iglesia centenaria de Pachingo. C). Estatua de la Virgen María en la Comunidad de La Cebada, colindante con el humedal homónimo en la quebrada inferior del sitio.

y fiestas religiosas (Figura 10.5). En las salinas de Huentelauquén, existen por lo menos tres festividades que los habitantes reconocen como relevantes: La Cruz de Mayo, San Antonio de Padua y la Fiesta de la Virgen del Carmen, las que se celebran en mayo, junio y julio, respectivamente (Barrios 2012). También la agrupación de mujeres que conforman un baile religioso (chinas) que se presenta en dichas fechas, principalmente en la fiesta de San Antonio de Padua (patrono de Huentelauquén), caracterizan las manifestaciones de adoración popular de la zona (Alfaro et al. 2012, Zuleta & Bravo 2016).

Antiguamente (1940-1960, en un costado de la ribera norte de la desembocadura del Río Choapa, en el sector denominado Las Salinas, se realizaban actividades agrícolas



**Figura 10.6:** Valores culturales de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. A). Carreta de la hacienda el Tangué en Pachingo. B. Caza de conejos y liebres con perros galgos en Las Salinas de Huentelauquén. C). Pircas y cercos vivos en Las Salinas de Huentelauquén.

de siembra y una “pampilla”. Esta fiesta, que se celebraba en primavera, generaba una confluencia temporal de familias que llegaban a vivir en ramadas a dicho sector, para luego de realizar la siembra y cosecha de diversos productos agrícolas (Zuleta & Piñones 2015). También en los humedales de La Boca y Pachingo, se realizaban fiestas campesinas, relacionadas con la agricultura y el arreo de burros (Zuleta et al. 2011). Normalmente, gran parte de la comunidad y familiares provenientes de diversos puntos de la región y el país, coincidían en estos espacios donde se reforzaba y generaba la socialización entre los vecinos (Alfaro et al. 2012, Zuleta & Bravo 2016). En estas fiestas se realizaban juegos populares, como carreras a caballo y en burro, así como carreras y caza con perros galgos, juegos que aún forman parte importante de la memoria colectiva de los habitantes de dichas comunidades (Alfaro et al. 2012, Zuleta & Bravo 2016).

Sin embargo, la transformación o erosión del patrimonio cultural que se ha generado en los aspectos productivos y ocupacionales de diferentes localidades litorales de la Región. Varias de ellas han evolucionado de una economía de producción campesina agropecuaria hacia un trabajo asalariado (Alfaro et al. 2012). Así por

ejemplo, Huentelauquén, Choros Bajos y Tongoy, todavía conserva un estilo de vida rural típico de la zona (Figura 10.6), con características democrático-solidarias y rasgos autogestionarios únicos (Alfaro et al. 2012). Así por ejemplo, los caseríos típicos de adobe y piedras (que son habitados principalmente por adultos mayores), se encuentran ahora dispersos en el territorio donde en el pasado eran más concentrados y dinámicos. También la construcción de pircas y cercos vivos (Figura 10.6b) se encuentran amenazado por la modernidad, frente a las formas actuales en las que se administran la tierra (Zuleta & Piñones 2015). La carencia de políticas públicas y las necesidades socioeconómicas, han debilitado el desarrollo rural y llevado a las poblaciones locales a ocuparse en trabajo dependientes de terceros (Alfaro et al. 2012, Zuleta & Bravo 2016). Esta situación, también ha precarizado la calidad de vida de las familias, ha forzado la migración de los jóvenes desde la zona rural hacia las ciudades, generando transformaciones económicas, sociales y culturales en el territorio (Alfaro et al. 2012, Zuleta & Bravo 2016).

La franja litoral de Las Salinas de Huentelauquén, de la Bahía de Tongoy y otras áreas costeras de la Región de Coquimbo, fueron habitadas por cazadores y recolectores de recursos marinos, albergando diferentes asentamientos humanos durante su historia (ver Capítulo 9). Así por ejemplo, la Bahía de Tongoy por la abundancia de agua dulce y otros recursos naturales, desde siempre representó un sitio ideal para los asentamientos humanos y la agricultura. Así desde unos 5.000 años existen evidencias de vestigios humanos en la zona (Ampuero 2016). Los primeros en ocupar el área fueron cazadores-recolectores nómades en el Arcaico Tardío (fases Guanaqueros y Punta de Teatinos) vinculados a la “Cultura del Anzuelo de Concha” en el Norte Grande. Estos pobladores dejaron a su paso conchales y cementerios en el Conchal del Pueblo de Guanaqueros, Conchal del “Cementerio” de Guanaqueros y Los Panules (Cornejo et al. 2016).

En Tongoy, específicamente en el Pleistoceno superior, Oliver (1926) destaca la presencia de restos fósiles de *Mastodon andium*, un mamífero similar a los elefantes actuales, aunque más robusto (Wyman 1855). En la misma localidad Casamiquela (1969) se refiera a la presencia de *Macrauchenia*, que corresponde a camélidos que se alimentaban en zonas de pastizales, selvas y llanuras aluviales. El hallazgo fósil de moluscos registrados a través de la estratigrafía en depósitos marinos neogenos, reveló que en la zona existen especies del Plioceno superior y Paleozoico como *Zygochlamys hupeana* y *Chorus doliaris* (Herm 1969). Todos estos recursos eran presumiblemente utilizados por los primeros habitantes de la zona, que se caracterizaron desde entonces por grupos con fuerte énfasis económico en la recolección, pesca y caza de los recursos marinos y terrestres disponibles en el sector costero de la Región (ver Capítulo 9).

## **CONSERVACION DE LOS HUMEDALES COSTEROS**

La primera designación de un humedal como sitio de importancia internacional para la conservación de las aves, ocurrió en el año 1974 con la designación de la península de Cobourg (Australia). Esta iniciativa se replicó en Chile siete años después (1981) con la designación del primer sitio Ramsar del país, el Santuario de la



Naturaleza Carlos Anwandter, localizado en la Región de Los Ríos (Carrasco-Lagos et al. 2015). Chile aprobó la Convención Ramsar como Ley de la República en 1980, promulgándose en 1981 a través del Decreto Supremo N°771, y entre las primeras iniciativas para proteger a estos particulares ecosistemas figura el desarrollado por CONAMA (2005), denominado Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales en Chile (Acuerdo N°287/2005), que tuvo por objetivo “promover la conservación de los humedales prioritarios de Chile, de sus funciones y beneficios en un marco de desarrollo sustentable”. Una de las particularidades de esta estrategia, fue la incorporación de los humedales dentro de las áreas protegidas para efectos del SEIA (Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental).

A nivel nacional, existen 14 humedales de importancia internacional que cubren una superficie de 3.617 km<sup>2</sup> (Carrasco-Lagos et al. 2015). Ellos son, comenzando desde el más septentrional al más meridional: Salar de Surire, Salar del Huasco, Salar de Tara, Salar de Pujsa, Sistema hidrológico de Soncor, Salar de Aguas Calientes IV, Complejo lacustre Laguna del Negro Francisco y Laguna Santa Rosa, Bahçia de Tongoy, Las Salinas de Huentelauquén (LSH) que además cuenta con la denominación de zona libre de caza desde 2010 y es administrado por la Comunidad Agrícola Huentelauquén, Santuario de la Naturaleza Laguna Conchalí (SNLC) administrado por la Minera Los Pelambres, Parque Andino Juncal, Reserva Nacional Humedal El Yalí, Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter y Bahía Lomas. La mayoría de estos sitios Ramsar, particularmente aquellos de la Región de Coquimbo, ninguno forma parte del actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE).

En Chile, existe aproximadamente 1.460.400 km<sup>2</sup> de humedales (MMA 2012), de los cuáles la Región de Coquimbo aporta con solo el 1,08% del total. A pesar del paisaje su entorno árido predominante, la Región contiene una gran variedad de hábitats acuáticos, que incluyen humedales permanentes, temporales, salinos y de agua dulce (Capítulo 1). Estos cuerpos de agua aparte de la alta biodiversidad y endemismos, pueden servir como sistemas para investigar: (1) el papel ecológico de los humedales aislados en zonas áridas, (2) las respuestas evolutivas y de adaptación a la fragmentación del hábitat, (3) la importancia de los aportes de agua subterránea a ecosistemas acuáticos aislados, y (4) las respuestas ecológicas al cambio climático de los humedales áridos. Así, los humedales costeros de la Región constituyen un recurso de gran valor económico, cultural, científico y recreativo, cuya pérdida sería irreparable y sus consecuencias socio-ecológicas impredecibles. Es por esto, que su conservación es prioritario para la naturaleza y las personas. Existen varias iniciativas de conservación de humedales a nivel internacional, entre las cuales destacan:

- La convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas, conocida como convención Ramsar. Esta convención se elaboró en el año 1971 como medio de llamar la atención internacional sobre el ritmo con que los hábitats de humedales estaban desapareciendo (Ramsar 1987).
- La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CCC) a partir de la reunión COP15 realizada en el año 2009 en Copenhague han pedido a

Ramsar elaborar guías para el desarrollo de programas de mitigación y adaptación, donde se reconociera el rol crítico de los humedales en relación al abastecimiento de agua y seguridad alimentaria, como también en la salud humana (Allison et al. 2009). Un año antes, durante la convención sobre humedales, se discutió sobre la importancia de los ecosistemas de humedales, su biodiversidad y los servicios ecosistémicos que prestan para mitigar y colaborar en la adaptación al cambio climático (CONAF 2010).

En Chile, se cuenta con una Estrategia Nacional de Humedales a partir del año 2005, que da inició en el año 2006 al Plan de Acción Nacional de Humedales. Sin embargo, este plan ha tenido una especial enfoque a los humedales altoandinos (CONAF 2010), prestando escasa atención a los humedales costeros. En la actualidad, el Ministerio del Medio Ambiente, se encuentra elaborando un Plan de Acción para la Conservación de Humedales y publicó recientemente el Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022 (MMA 2018), el cual busca: a) proteger la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en áreas prioritarias de humedales, b) identificar y consensuar las áreas prioritarias de humedales a proteger por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), y c) gestionar las solicitudes de creación de áreas protegidas para estops ecosistemas.

En una primera etapa, este plan priorizó 40 humedales a lo largo del país, entre ellos, los humedales costeros Punta Teatinos y Río Limarí de la región de Coquimbo. Los criterios que se utilizaron para priorizarlos fueron: 1). que aportaran a la representatividad de ecosistemas con baja protección a nivel nacional, 2). que se superponieran de manera total o parcial con sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad, 3). que constituyeran hábitat para especies flora y/o fauna clasificadas en categoría de amenaza, para especies endémicas o migratorias, 4). que tuvieran factibilidad de protección, es decir, que contaran con posibilidades objetivas para asociarla a una categoría de protección legal. Cabe destacar que los humedales de la Región se encuentran emplazados en el hot-spot de biodiversidad de Chile central (Arroyo et al. 2008), la cual se ha reconocido como la más vulnerable frente al cambio climático para el año 2050 (Capítulo 7). Además, esta nueva estrategia omite, por falta de conocimiento acumulado, las relaciones entre las especies locales y migratorias, las magnitudes de su interacción y abundancias, las relaciones entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, entre otros aspectos importantes para la mantención de la integridad ecológica de los humedales.

### **Conservación de aves migratorias**

El cambio de uso de la tierra es una amenaza clave para la conservación de la biodiversidad y los servicios que prestan a nivel mundial (Maxwell et al. 2016, Bauer & Hoyer 2014, Semmens et al. 2011). Las especies migratorias son particularmente vulnerables a dichos cambios, dadas las vastas áreas geográficas que ocupan durante su ciclo anual (Wilcove et al. 2008, Runge et al. 2014). De hecho, una evaluación global indicó que las áreas protegidas conservan solo el 9% de las especies de aves migratorias (Runge et al. 2014). Así, las estrategias para identificar y conservar los hábitats críticos para la persistencia de las especies migratorias

son vitales. Desafortunadamente, los vacíos en el conocimiento de la abundancia, distribución y demografía de la mayoría de las especies migratorias (Zuckerber et al. 2016), han obstaculizado la planificación estratégica y han generado incertidumbre sobre los esfuerzos de conservación (Runge et al. 2014, Runge et al. 2016). Dado que las poblaciones de muchas especies migratorias continúan disminuyendo (Wilcove et al. 2008, Harris et al. 2009), existe una necesidad urgente de identificar zonas o hábitat críticos para la conservación de las especies objetivo y susceptibles de gestión.

La protección de hábitats relativamente intactos, como lo estimado por un bajo índice de huella humana (Venter et al. 2016) son escasos y económicamente caros en todas partes. Mientras que el enfoque de “uso compartido” entre especies migratorias y el hombre, permitiría la inclusión de paisajes convertidos para conservación (Phalan et al. 2011, Kremen & Merenlender 2018). Otros aproximaciones, denominados hábitats permisivos para uso compartido, son análogos, pero más generales que los escenarios de conservación de hábitat intactos y de compartir la tierra (CITA). Explorar tales aproximaciones es un paso clave en la planificación de la conservación en Chile, dado que la historia cultural reciente, indican que los valores biológicos y el bienestar humano pueden afectar el éxito de la conservación y representar puntos críticos en las decisiones sobre las estrategias más eficaces a implementar (Barrett & Arcese 1995, Schwartz et al. 2018). Si el objetivo es conservar al menos el 17% de los ecosistemas terrestres y su biodiversidad según lo mandatado por el Convenio sobre Biodiversidad y los objetivos del 50% sugeridos por el análisis comparativo (Noss et al. 2012), Chile y varios otros países (e.g. MacKinnon et al. 2015) están muy lejos de alcanzar dichas metas.

La zona costera comprendida entre el Pacífico del Norte, Centro y Sudamérica se encuentra dentro de la Estrategia de Conservación de Aves Migratorias (Senner et al. 2017) e incorpora sitios de importancia para la conservación del ciclo de vida completo de las aves migratorias que necesitan estos amplios territorios. Comenzando al norte con la Región Ártica-Subártica (latitud 70°) donde los hábitats para la reproducción de estas aves consideran la tundra, zonas alpinas de arbustos enanos y los humedales de taiga en Alaska, EE.UU y Noroeste de Canadá, la Región Templada del Norte, la Región Neotropical y la Región Templada del Sur (latitud - 55°) que abarca desde Perú hasta Tierra del Fuego en Chile (Senner et al. 2017). Dentro de esta ruta migratoria, existen al menos 170 sitios protegidos, donde 12 son de importancia hemisférica (al menos 500.000 aves ocurren allí anualmente, o el 30% de la población biogeográfica) y 28 sitios son de importancia internacional (~100.000 aves o el 1% de la población biogeográfica). Dentro de este territorio, 61 sitios han sido designados como Áreas Importantes para la Conservación de las Aves y la Biodiversidad (IBA), donde Las Salinas de Huentelauquén es el único sitio de la Región con esta denominación (BirdLife International 2019) que se encuentra además amenazada.

Dentro de la Región Templada del Sur, un análisis de amenazas realizado durante los talleres de la Estrategia de Conservación de Aves Migratorias, detectó que los proyectos turísticos, actividades recreativas y el cambio climático son las amenazas

más importantes para las aves que hacen uso de estos 170 sitios, donde 33 IBA se encuentran dentro del territorio nacional. Para la Región de Coquimbo se considera sólo la bahía homónima para la evaluación de amenazas, pero existen varios otros sitios de importancia para la conservación de aves migratorias (ver capítulo 5) que no están consideradas en dicho análisis, como los humedales de playa de la Bahía de Tongoy, que congrega una de las escasas poblaciones reproductora de *Charadrius nivosus nivosus* (Chorlo nevado) en la región (Bravo V. datos sin publicar). Sin duda, la reciente creación de los sitios Ramsar de Bahía de Tongoy (105 há) y Las Salinas de Huentelauquén (2.772 há), que junto al sitio Ramsar Laguna Conchalí (50 há), provee zonas de refugio y protección de las aves y varias otras especies acuáticas de la Región. Pero esto es insuficiente, aunque ellas comprendan el 18,7 % de los humedales de la Región (15.618 há) bajo protección oficial (MMA 2016), puesto sus tamaños y distribución geográfica son variables, siendo los dos últimos sitios Ramsar ubicados en la Provincia del Choapa (ver Figura 10.1) muy diferentes en tamaños y el otro sitio localizado en la Provincia de Elqui, muy distante de los otros dos. Se necesita mayor densidad de humedales costeros protegidos, si queremos conservar una muestra representativa de la biodiversidad de aves y otras especies silvestres típicas de estos ecosistemas.

Los humedales costeros de la Región de Coquimbo son ecosistemas importantes para la fauna residente y migratoria, que proveen un amplio suministro de alimentos y refugio que sostiene la vida silvestre de esta zona (ver Capítulos 3 y 5). Esta fuente de alimentos es fundamental para las aves acuáticas y aquellas que migran a través de la costa, así como para las especies que anidan en ellos (ver Capítulo 5). En los humedales costeros, existirían al menos 20 especies de aves migratorias, 31 de aves acuáticas y 34 especies de aves playeras (ver Tabla 1.7). De acuerdo al estado de las poblaciones de las aves playeras en Chile, tendríamos varias especies con problemas de conservación (Andres et al. 2012, Senner et al. 2017) en los humedales costeros: *Haematopus palliatus* (Pilpilén común), *Haematopus ater* (Pilpilén negro), *C. n. nivosus* (Chorlo nevado), *C. modestus* (Chorlo chileno), *Numenius phaeopus* (Zarapito), *Limosa haemastica* (Zarapito de pico recto), *Limosa fedoa* (Zarapito moteado), *Calidris alba* (Playero blanco), *C. pusilla* (Playero semipalmado), *C. virgata* (Playero de las rompientes), *C. mauri* (Playero occidental) y *Tringa s. inornata* (Playero blanco). De estas, la población de *C. n. nivosus* se considera en disminución, con un tamaño poblacional estimado en 2.930 individuos, por lo que urge desarrollar las estrategias de conservación para esta especie en el país. Estas y otras aves migratorias (ver Tabla 1.7 y Capítulo 5) utilizan los humedales de la región principalmente durante la temporada de invierno y el verano austral, siendo la temporada no reproductiva (verano austral) donde la gran mayoría de estas aves se distribuye en los humedales de la Región y del país, debiendo hacer frente a diversas amenazas (ver Capítulo 8), que afectan principalmente la disponibilidad de hábitats para la alimentación. Esta situación es esencial para mantener sus reservas energéticas y completar su ruta migratoria (Senner et al. 2017).

A pesar que la contribución de las aves migratorias al total de la riqueza de aves de los humedales costeros de la Región es baja (ver Capítulo 5), sus efectos sobre

los procesos ecológicos de estos sistemas sería relevante. La naturaleza de pulso estacional de la migración de aves y otras especies, junto con las escalas espaciales en las que opera y la inmensa cantidad de individuos involucrados, la convierten en un fenómeno particular y potente, aunque poco apreciada de la biodiversidad, que está íntimamente integrada dentro de las comunidades residentes (Bauer & Hoye 2014). Por ejemplo, aproximadamente 1.855 especies de aves (19% de las especies existentes) son migratorias (Kirby et al. 2008). De las aves que utilizan hábitats terrestres y de agua dulce, aproximadamente el 45% de las especies se reproducen en América del Norte, migran estacionalmente hacia Sudamérica (Cox 1985), y más del 30% de las aves que se reproducen en el Paleártico, migran al África subsahariana, y muchos más migran dentro de Europa (Cox 1985). La migración tiene efectos ecológicos que impregnan a las comunidades residentes. La mera presencia de los migradores significa un pulso de recursos tróficos (definido como episodios ocasionales, intensos y breves de aumento disponibilidad de recursos) que serán aprovechados en alguna proporción por las especies residentes, adquiriendo nutrientes y energía para sus propias necesidades, modificando las tasas demográficas y la abundancia de poblaciones que interactúan (Holt 2008, Ostfeld & Keesing 2000). Por ello las especies migratorias tienen poblaciones considerablemente más grandes, de un orden de magnitud (Fryxell et al. 1998), que otras especies residentes similares.

Al llegar a cualquier sitio de su ruta migratoria, las aves depositan nutrientes, energía y otras sustancias en las comunidades y ecosistemas residentes, a través de excrementos (e.g. heces y orina), material reproductivo (huevos) o los cuerpos muertos de los propios migrantes. Estos subsidios espaciales alóctonos (recursos que se originan en un hábitat pero se trasladan a otro), resultan en una entrada neta de energía y nutrientes al ecosistema residente (Han et al. 2008, Holdo et al. 2011). Las especies migratorias, tienen múltiples efectos sobre la biodiversidad y el ecosistema, modificando por ejemplo la composición y estructura de las comunidades fitoplanctónicas (Chen et al. 2011), la vegetación ribereña (Zacheis et al. 2001), la fenología de los insectos de la corriente (Moore et al. 2010), la dispersión de organismos acuáticos (Viana et al. 2013), entre otros. Sin embargo, las especies migratorias pueden facilitar la dispersión a larga distancia de los parásitos y la transmisión de enfermedades como el virus del Ébola (por murciélagos migratorios), los virus de la influenza aviar (por aves acuáticas) y el virus del Nilo Occidental (por aves cantoras). Aún así, la declinación global y regional de las aves migratorias podría alterar de manera insospechada el flujo de energía, las cascadas tróficas y la estructura de las metacomunidades de los humedales costeros de la Región.

### **Cambio Climático y conservación de humedales**

A lo largo de la historia de nuestro planeta, los humedales han experimentado una evolución íntimamente ligada al cambio climático y la evolución de la biota (Greb et al. 2006). Los humedales aparecen en el Paleozoico (Greb et al. 2006), cuando las primeras plantas terrestres, comenzando en el Ordovícico Tardío o el Silúrico Temprano, eran moradores obligados de substratos húmedos (Carrión & Cabezudo 2003). Desde entonces varios ciclos de enfriamiento y calentamiento

del planeta han ocurrido (Zachos et al. 2001), lo que ha provocado periodos de gran ampliación de los casquetes polares, intercalados con otros donde, estos han disminuido su extensión y distribución en el planeta. En la región de Coquimbo, esto se ha expresado en períodos donde el clima ha sido más tropical y lluvioso (Hinojosa y Villagrán 1997), severas transgresiones y regresiones marinas (Pfeiffer et al. 2011), conformaron gran parte de las terrazas marinas de la región (Saillard et al. 2009). Pese a estos cambios, a partir de la evidencia fósil existente para plantas (Bouchenak-Khelladi et al. 2014), aves (Chávez 2007, Chávez-Hoffmeister et al., 2014) y anuros (Estes 1975), entre otras especies que actualmente se encuentran asociadas a humedales, se puede conjeturar que en el pasado existieron grandes humedales costeros en la región de Coquimbo.

Como efecto palpable del cambio climático reciente, los humedales costeros de la Región de Coquimbo (Tabla 10.3) y también los de Chile central muestran una reducción general de sus espejos de agua, que en promedio alcanza el 38,7% (Contreras-López et al. 2017b). Al desagregar por tipo de cuerpo de agua, se constata que las charcas temporales han mostrado las mayores disminuciones (57,6% en promedio), seguido de los tranques artificiales (45,7%), y las lagunas costeras. Los cuerpos de agua urbanos presentan una disminución menor (2,3%) frente a los rurales (8,6%). Cabe destacar, que si los humedales costeros poseen alguna figura de protección, tiene como consecuencia reducir la disminución de los espejos de agua: Los cuerpos de agua no protegidos han disminuido en promedio un 8,2%, mientras que los protegidos, apenas presentan una disminución del 0,7% (Contreras-López et al. 2017b).

El cambio climático contemporáneo ha reducido significativamente la cantidad y distribución de los humedales en todo el mundo, así como la estacionalidad del agua que fluye hacia los humedales (Box et al. 2008, Barnett et al. 2016, Bradley & Yanega 2018). Esto ha tenido como consecuencia, cambios notables en la composición de las especies de aves acuáticas, peces e invertebrados en un período relativamente corto (Sada et al. 2005, Moore 2016, Senner et al. 2018), además de reducir la disponibilidad de sitios de agua dulce para las aves acuáticas y otras especies dependientes de los humedales. Los cambios climáticos recientes aumentan los riesgos de desajustes entre la fenología de las especies y las condiciones ambientales, lo que resulta en el deterioro de las principales rutas migratorias (Koenig 2002, Iknayan & Beissinger 2018). Desde la desaparición de las salinas en la región mediterránea hasta la degradación de las praderas de América del Norte, incluyendo además el desierto de Mohave, las aves acuáticas migratorias y otras especies están sufriendo una disminución significativa de sus poblaciones debido a los cambios de hábitat a gran escala inducidos por el clima (Steen et al. 2016, Iknayan & Beissinger 2018).

Un factor importante a considerar en la conservación de la biodiversidad de la biota acuática es la salinización creciente de los humedales por efecto de marejadas y aumento de las tasas de evaporación (Steen et al. 2016), con la concomitante disminución del número de cuerpos de agua dulce, fenómenos directa o indirectamente atribuibles al cambio climático. Las aves acuáticas recién nacidas

**Tabla 10.3:** Tasa de cambio en la superficie de los espejos de agua en algunos humedales costeros de la Región de Coquimbo, estimados entre 1986 y 2017 (Promedio= -29,13. Valores en hectáreas).

Nombre	Código	1986	2017	% Cambio
Laguna Saladita	SAL	1,71	0,81	-52,63
Estuario Río Elqui	ELQ	7,38	6,57	-10,98
Estero El Culebrón	CUL	2,25	5,22	132
La Herradura	LHE	0,63	0,54	-14,29
Laguna Adelaida	ADE	7,38	5,04	-31,71
Estero Tongoy	TON	16,47	12,06	-26,78
Salinas Chica	SCH	2,16	2,52	16,67
Salinas Grande	SGR	2,97	1,44	-51,52
Humedal Pachingo	PAC	12,06	10,98	-8,96
Pachingo	PAC	2,25	4,05	80
Estuario Río Limarí	LIM	1,62	1,53	-5,56
La Cebada	CEB	2,16	0,72	-66,67
El Teniente	TET	3,78	1,44	-61,9
Mantos de Hornillo	MHO	4,95	2,61	-47,27
El Totoral	ETO	1,62	0,36	-77,78
Huentelauquén		1,71	0,36	-78,95
Estuario Río Choapa	CHO	103,32	32,58	-68,47
Chigualoco	CHI	0,36	0	-100
Laguna Conchalí	CON	5,49	3,42	-37,7
Palo Colorado	PAL	0,27	0,18	-33,33
Quilimarí	QUI	17,37	5,94	-65,8

deben criarse cerca del agua dulce, ya que aún no tienen bien desarrollada la glándula de sal para hacer frente a cargas osmóticas elevadas (Purdue & Haines 1977, Rocha et al. 2016). Por lo tanto, dichos factores reducen la supervivencia de los pollitos ya que no pueden metabolizar el agua salina, lo que hace que la disponibilidad de agua dulce sean un recurso limitante, tanto para la avifauna como para los humanos. El uso de los humedales de zonas áridas durante cualquier fase del ciclo anual de las aves acuáticas depende, entonces, de las adaptaciones fisiológicas que aprovechan las presas disponibles de los humedales, que vinculan el metabolismo, la digestión y la ósmosis (Gutiérrez 2014).

El aumento de la salinidad de los humedales áridos debido a la disminución de los aportes hídricos por efecto del cambio climático, ha reducido la abundancia y diversidad de peces e invertebrados para las aves acuáticas (Bradley & Yanega 2018, Senner et al. 2018). Esto no solo ha dado lugar a una disminución de las aves que usan estos recursos, sino también podrían ocasionar una disminución neta

en la diversidad de especies, debido a los cambios en las condiciones hidrológicas del sistema, como ha ocurrido en otros humedales áridos (Erman & Erman 1995). Por lo tanto, la composición de las diferentes comunidades en los humedales está determinada en gran medida por la salinidad de estos sistemas (Moore 2016, Lawler et al. 2008). El cambio climático contemporáneo podría provocar impactos considerables en los humedales costeros de la Región para las próximas décadas.

De hecho, estudios paleoclimáticos muestran que algunos sistemas de humedales áridos de Norteamérica son vulnerables incluso a cambios climáticos menores. Sus aportes hidrológicos se derivan principalmente de la precipitación (lluvia, nieve) y pierden agua a través de la evapotranspiración (Moore 2016, Barnett et al. 2016). Los cambios recientes en la disponibilidad de agua, su calidad (i.e. salinidad), cantidad y distribución de los cuerpos de agua dulce, han alterado la viabilidad de los sitios de reproducción y vías migratorias de aves (Frank 2016). En el futuro, se predice que las temporadas de invierno y primavera más cálidas, cambiarán los patrones de deshielo, desplazando los flujos máximos a principios de año, a medida que más precipitaciones caerán como lluvia en lugar de nieve.

El mosaico regional de humedales costeros soporta ecosistemas de agua dulce y salobres, que dependen de la envoltura hidro-climática de la zona. Los humedales de la Región constituyen un sistema ribereño perenne y temporal de agua dulce conectado al drenaje del Océano Pacífico (ver Capítulo 1). En esta matriz árida, los diferentes tipos de humedales (estuarios, lagunas costeras, charcas temporales y otros pequeños humedales), mantienen poblaciones de aves durante todas las fases del ciclo anual y serían imposibles de reemplazar si la red de humedales se perdiera debido al cambio climático u otros procesos. Para algunas zonas de Norteamérica, se ha documentado la pérdida de humedales áridos y sus consecuencias sobre algunas aves que utilizan dichos ambientes, como el cuervo del pantano (*Plegadis chihi*) y el chorlito nevado (*Charadrius nivosus*). Estas y otras aves acuáticas están en peligro de perder la mitad o más de su rango actual para el 2050 debido al cambio climático (Langham et al. 2015) y no está claro dónde las especies encontrarán los hábitats adecuados.

Los humedales costeros representa un hábitat significativo para miles de aves migratorias y otras especies residentes durante todas las fases del ciclo anual. Por lo tanto, la menor disponibilidad de agua dulce y la menor viabilidad de los sistemas salinos perennes, presentan riesgos significativos para la mantención de las rutas migratorias. Incluso la pérdida de una pequeña cantidad de humedales o un sitio clave en esta región, podría desencadenar una disminución drástica de algunas población de aves y otras especies, dado que las opciones son cada vez más limitadas. Las especies que pueden estar en mayor riesgo debido al cambio climático contemporáneo incluyen aquellas con rangos limitados, requisitos de hábitat estrechos y capacidades de dispersión deficientes (Maestre et al. 2012, Langham et al. 2015). Algunas plantas y animales que se encuentran en los cuerpos de agua de la Región de Coquimbo comparten esas características (ver Capítulo 7), y estos taxones probablemente tienen un mayor riesgo de extirpación si se produce un



cambio climático significativo, especialmente aquellas especies endémicas de Chile central.

Históricamente, los humedales en zonas áridas han demostrado una gran capacidad de recuperación y continuarán evolucionando. Por ejemplo, los macroinvertebrados acuáticos de California han sobrevivido a un clima árido durante 18,000 años (Frank 1995) y posiblemente necesitarán adaptarse a las fluctuaciones adicionales de la temperatura del agua, los regímenes de flujo episódico y los cambios en los insumos orgánicos asociados a las modificaciones en la vegetación ribereña (Erman & Erman 1995). Se ha demostrado que algunas aves acuáticas pueden beneficiarse del inicio más temprano de la primavera. Sin embargo, las opciones limitadas para el movimiento de la biota a otros lugares y la modificación de las rutas de migración hacia el interior de los continentes, sugieren un escenario complicado para las aves migratorias y otras especies que dependen de los humedales costeros.

## CONCLUSIONES

La evidencia indica que el cambio climático reciente está afectando tanto a los ecosistemas terrestres y los humedales de zonas áridas de una manera compleja: los cambios inducidos por el clima en el volumen del agua impulsan los cambios en la salinidad de los humedales, lo que determina la composición de la comunidad de peces e invertebrados, que a su vez determina el uso de aves acuáticas y otras especies dependientes de los humedales. Como los cuerpos de agua se desplazan hacia humedales más salinos y los pocos sistemas de agua dulce están también amenazados por diversas causas (ver Capítulo 8), la mayoría de la biota de los humedales experimentan un aumento del estrés hídrico. Comprender los cambios ambientales globales en múltiples escalas espaciales y temporales es esencial para la planificación de la conservación de los humedales costeros de la Región, y para evaluar el estado de los humedales en las rutas migratorias hemisféricas (Webster et al. 2002, Runge et al. 2015).

En la actualidad, lo que amenaza de forma diferente a los humedales costeros es que, junto al cambio climático contemporáneo, las presiones antrópicas generan impactos sin precedentes en estos cuerpos de agua (Kirwan et al. 2013). Esto explica el enorme número de humedales que se prevé desaparecerán durante el siglo XXI tanto por el alza del nivel del mar (Nicholls 2004), como por los cambios en la disponibilidad hídrica (Winter 2000). Además, en el litoral de Chile central, las nuevas condiciones climáticas favorecerán la propagación de especies invasoras que pueden alterar la biodiversidad de los humedales, como es el caso de *Xenopus laevis* (Ihlow et al. 2016).

La conservación y restauración de humedales costeros, se ha reconocido como una forma eficiente de mitigación y adaptación frente al cambio climático (Erwin 2009), incluyendo el litoral de Chile central (Contreras-López et al. 2017a). En especial, los humedales costeros son grandes sumideros de carbono (Rogers et al. 2019), contribuyendo a controlar los gases de efecto invernadero cuando se encuentran funcionales, pero constituyendo una severa amenaza de incrementar las huellas de carbono de aquellos países que no los conserven (Rogers et al. 2019). Por otra

parte, en la región de Coquimbo, los humedales costeros pueden constituir un buen mecanismo para mitigar el incremento del oleaje extremo, asociado a los efectos del cambio climático en las costas de Chile central (capítulo 7), e incluso servir de mecanismos de disipación de energía para sobrepasos del mar e inundaciones por tsunami, como en la localidad de Lollole en el año 2010 (Contreras 2012) y Coquimbo en el año 2015 (Contreras-López et al. 2016).

Algunos autores han argumentado que las regiones de alto endemismo y riqueza de especies deberían recibir prioridad en la conservación (Myers 1990, Kerr 1997, Myers et al. 2000). Aunque la selección de áreas apropiadas para la conservación y el manejo no es fácil, porque requiere la consideración de numerosos factores biológicos y políticos (Kremen & Merenlender 2018, Schwartz et al. 2018). Además, debido a la alta variabilidad espacio-temporal de los sistemas naturales, los esfuerzos para conservar los ecosistemas acuáticos de la Región de Coquimbo deben dirigirse a mantener el régimen de flujo natural. Es necesario determinar con mayor rigor los impactos de los desvíos de agua de los principales ríos, así como los efectos del aumento de la salinidad en la estructura y función de los humedales costeros, que en la Región se encuentran aislados unos de otros debido a los cordones montañosos transversales.

Además, las áreas protegidas en esta zona de Chile son escasas y solo representan el 0.3% de las áreas protegidas del país (MMA 2016). La zona de Chile central tiene un alto crecimiento demográfico y está siendo fuertemente explotado por la agricultura y la minería. Estas actividades implican un alto nivel de inversión económica pero ignoran la biodiversidad de los humedales, que junto con el rápido grado de contaminación de los cursos de agua, implican que muchas especies pasarán de ser desconocidas a extinguirse. En este sentido, el Estado de Chile debe implementar con urgencia políticas centradas en la protección y conservación de la biodiversidad de agua dulce.

Algunas iniciativas de conservación se están tomando para la protección de los humedales costeros de Coquimbo (Figura 10.3), como la delimitación de zonas prioritarias para su conservación, y la creación de nuevos sitios Ramsar como Las Salinas de Huentelauquén y los humedales de la Bahía de Tongoy, que se suma al sitio Ramsar Laguna Conchalí (CONAMA 2002). Estas zonas con figuras de protección legal, se vuelven de suma importancia para la conservación de la biodiversidad asociada a este tipo de ecosistemas, en especial para la avifauna migratoria que está particularmente influenciada por la disponibilidad de los cuerpos de agua (Marquet et al. 2012).

Los humedales costeros de Coquimbo son parte de un sistema interconectado de cuerpos de agua que forma un verdadero corredor ecológico entre la región de Coquimbo, en su extremo norte, y la de Valparaíso, en el extremo sur. El cambio climático genera interacciones funcionales y recíprocas entre el sistema social y ecológico. Así las comunidades rurales asociadas a estos ecosistemas, enfrentan una crisis socioambiental que ha establecido y/o evidencia quiebres con las prácticas tradicionales, tensionando las expectativas históricas de la ruralidad, que vincula las

variables sociales y culturales de las comunidades con la vulnerabilidad al fenómeno climático de los humedales mediterráneos semiáridos de Chile central.

## REFERENCIAS

Alfaro CW (2006). Implementación en Chile de la Convención de Naciones Unidas contra la Desertificación en los países afectados por sequía grave o desertificación, en particular África. Tercer Informe Nacional. Oficina de Coordinación Nacional PANCCD-Chile. Punto Focal Nacional en Chile. Departamento de Manejo y Desarrollo Forestal. Gerencia de Desarrollo y Fomento Forestal. Corporación Nacional Forestal (CONAF). Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile.

Alfaro CW (2007). Cambio climático, desertificación y sequía en Chile. Convención de las Naciones Unidas de lucha contra la desertificación en aquellos países que experimentan sequía grave y/o desertificación, particularmente en África (UNCCD). Coordinación Nacional PANCD Chile y Punto Focal Nacional Corporación Nacional Forestal. Seminario Internacional Cambio Climático y sus efectos en la Producción Silvoagropecuaria de las zonas Áridas y Semiáridas. October 2-3, 2007, La Serena Chile.

Allison I, Bindoff NL, Bindschadler RA, Cox OM, de Noblet N, England MH, Francis JE, Gruber N, Haywood AM, Karoly DJ, Kaser G, Le Quéré C, Lenton TM, Mann ME, McNeil BI, Pitman AJ, Rahmstorf S, Rignot E, Schellnhuber HJ, Schneider SH, Sherwood SC, Somerville RCJ, Steffen K, Steig EJ, Visbeck M, Weaver AJ. (2009). The Copenhagen Diagnosis: Updating the World on the Latest Climate Science. The University of New South Wales. Climate Change Research Centre (CCRC), Sydney, Australia, 60pp.

Andres BA, Smith PA, Morrison RIG, Gratto-Trevor CL, Brown SC & Friis CA (2012) Population estimates of North American shore-birds. *Wader Study Group Bulletin* 119: 178-194.

Arthington AH, Balcombe SR, Wilson GA, Thoms MC & Marshall JC (2005). Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in isolated waterholes during the 2001 dry season of an arid-zone floodplain river, Cooper Creek, Australia. *Marine and Freshwater Research* 56: 1-11.

Baber MJ, Fleishman E, Babbitt KJ & Tarr TL (2004). The relationship between wetland hydroperiod and nestedness patterns in assemblages of larval amphibians and predatory macroinvertebrates. *Oikos* 107: 16–27.

Bannister JR, Vidal OJ, Teneb E & Sandoval V (2011). Latitudinal patterns and regionalization of plant diversity along a 4270-km gradient in continental Chile. *Austral Ecology* 37: 500–509.

Barnett TP, Adam JC & Lettenmaier DP (2016). Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. *Nature* 438: 303–309

Barrett CB & Arcese P (1995). Are integrated conservation-development projects (ICDPs) sustainable? On the conservation of large mammals in sub-Saharan Africa. *World Development* 23: 1073–1084.

Bauer S & Hoye BJ (2014). Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. *Science* 344: 1242-52.

- Bayly IAE (1997). Invertebrates of temporary waters in gnammas on granite outcrops in Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 80: 167–172.
- BirdLife International (2019) Important Bird Areas factsheet: Salinas de Huentelauquén Ramsar Site. Disponible en: <http://www.birdlife.org> on 30/05/2019.
- Box JB, Duguid A, Read RE, Kimber RG, Knapton A, Davis J & Bowland AE (2008). Central Australian waterbodies: The importance of permanence in a desert landscape. *Journal of Arid Environments* 72: 1395– 1413.
- Bouchenak-Khelladi Y, Muasya AM & Linder HP (2014). A revised evolutionary history of Poales: origins and diversification. *Botanical Journal of the Linnean Society* 175: 4-16.
- Bradley TJ & Yanega GM (2018). Salton Sea: Ecosystem in transition. *Science* 359: 754
- Brown E, Dudley N, Lindhe A, Muhtaman DR, Stewart C & Synnott T (eds) (2013). Guía genérica para la identificación de Altos Valores de Conservación. Red de Recursos de AVC (HCVRN).
- Bunn SE, Balcombe SR, Davies PM, Fellows CS & McKenzie-Smith FJ (2006). Aquatic productivity and food webs of desert river ecosystems. In: Kingsford RT (ed). *Ecology of Desert Rivers*. pp. 76-99. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Capon SJ (2003). Plant community responses to wetting and drying in a large arid floodplain. *River Research and Applications* 19: 509-520.
- Carrión JS & Cabezudo B (2003). Perspectivas recientes en evolución vegetal. *Anales de Biología* 25: 163-198.
- Chávez M (2007). Fossil birds of Chile and Antarctic Peninsula. *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 65: 551-572.
- Chávez-Hoffmeister M, Carrillo-Briceño JD, Nielsen SN (2014). The Evolution of Seabirds in the Humboldt Current: New Clues from the Pliocene of Central Chile. *PLoS ONE* 9: e90043.
- CONAF (2001) Estrategia de la Corporación Forestal en el Combate a la desertificación en la Región de Coquimbo. Documento presentado a la VII Reunión Nacional Regional de América Latina y El Caribe sobre la implementación de la Convención de Lucha contra la Desertificación y la Sequía (CCD). La Serena, Chile.
- CONAF (2010) Programa Nacional para la Conservación de Humedales insertos en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Corporación Nacional Forestal, Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas. Santiago, 100pp.
- Contreras M, Winckler P & Urbina L (2012). Área de inundación y efectos del tsunami del 27 de febrero de 2010 en la localidad de Lolloe, San Antonio-Chile (33°36.5'S). *Revista Geográfica de Valparaíso* 46: 69- 81.
- Contreras-López M, Winckler P, Sepúlveda I, Andaur-Álvarez A, Cortés-Molina F, Guerrero CJ, Mizobe CE, Iguait F, Breuer W, Beyá JF, Vergara H & Figueroa-Sterquel R (2016). Field Survey of the 2015 Chile Tsunami with emphasis on Coastal Wetland and Conservation Areas.

Pure and Applied Geophysics, 173: 349-367.

Contreras-López M, Salcedo-Castro J, Cortés-Molina F, Figueroa-Nagel P, Vergara-Cortés H, Figueroa-Sterquel R & Mizobe CE (2017a). El Yali National Reserve: A system of coastal wetlands in the Southern Hemisphere affected by contemporary climate change and tsunamis. In: Finkl CW & Makowski C (eds) Coastal Research Library (CRL) Coastal Wetlands: Alteration and Remediation, pp. 243-271.

Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortés H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortés-Molina F (2017b) "Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central" En Botello A, Villanueva S, Gutiérrez J & Rojas JL (eds.) Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático, Editorial Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) - Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - Universidad Autónoma de Campeche (UAC), pp. 227-246.

Cummins KW (1974). Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* 24: 631-641.

Davis JA, Harrington SA & Friend JA (1993). Invertebrate communities of relict streams in the arid zone: the George Gill Range, Central Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 44: 483-505.

Dregne H, Kassas M & Rozanov B (1991). A new assessment of world status of desertification. *Desertification Control Bulletin* 2: 6-18.

Duguid A, Barnetson J, Clifford B, Pavey C, Albrecht D, Risler J & McNellie M (2005). Wetlands in the arid Northern Territory, vol. 1. A Report to the Australian Government Department of the Environment and Heritage on the inventory and significance of wetlands in the arid NT. Northern Territory Government Department of Natural Resources, Environment and the Arts, Alice Springs.

Erman NA & Erman DC (1995). Spring permanence, species richness and the role of drought. In: Ferrington Jr LC (ed), *Biodiversity of Aquatic Insects and Other Invertebrates in Springs*. *Journal of the Kansas Entomological Society* 68: 50-64.

Erwin KL (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and management* 17: 71.

Estes R (1975). Fossil *Xenopus* from the Paleocene of South America and the zoogeography of pipid frogs. *Herpetologica*, 263-278.

Feng S & Fu Q (2013). Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmos. Chem. Phys.* 13: 10081-10094.

Figueroa R, Bonada N, Guevara M, Pedreros P, Correa-Araneda F, Díaz ME & Ruiz, VH (2013). Freshwater biodiversity and conservation in mediterranean climate streams of Chile. *Hydrobiologia* 719: 269-289.

Fisher CD, Lingren E & Dawson WR (1972). Drinking patterns and behavior of Australian desert birds in relation to their ecology and abundance. *Condor* 74: 111-136.

Frank MG (2016). Migratory waterbird ecology at a critical staging area, Great Salt Lake, Utah. Ph.D. Thesis, Utah State University, USA.

- Frost DR (2009). Amphibian species on the world: An online reference. American Museum of Natural History Electronic database. <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/>.
- Gibbs JP (2013). Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-31.
- Glover CJM (1982). Adaptations of fishes in arid Australia. In: Barker WR & Greenslade PJM (eds). *Evolution of the Flora and Fauna of Arid Australia*, pp. 241–246. Peacock Publications, Adelaide, Australia.
- Greb SF, DiMichele WA & Gastaldo RA (2006). Evolution and importance of wetlands in earth history. *Special Papers-Geological Society of America* 399, 1.
- Gutiérrez JS (2014). Living in environments with contrasting salinities: a review of physiological and behavioural responses in waterbirds. *Ardeola* 61: 233–256,
- Habit E, Belk MC, Tuckfield RC & Parra O (2006). Response of the fish community to human-induced changes in the Bio-Bio River in Chile. *Freshwater Biology* 51: 1–11.
- Hamilton SK, Bunn SE, Thoms MC & Marshall JC (2005). Persistence of aquatic refugia between flow pulses in a dryland river system (Cooper Creek, Australia). *Limnology and Oceanography* 50: 743-754.
- Harris G, Thirgood S, Hopcraft J, Cromsight J & Berger J (2009). Global decline in aggregated migrations of large terrestrial mammals. *Endangered Species Research* 7: 55–76.
- Hershler R, Madsen DB & Currey D (eds) (2002). *Great Basin aquatic systems history*. Smithsonian Contributions to the Earth Sciences No. 33, Washington, D.C.
- Ihlow F, Courant J, Secondi J, Herrel A, Rebelo R, Measey GJ, Lillo F, De Villiers FA, Vogt S, De Busschere C, Backeljau T & Rödder D (2016). Impacts of climate change on the global invasion potential of the African clawed frog *Xenopus laevis*. *PLoS ONE* 11: e0154869.
- Iriarte J, Lobos G & Jaksic F (2005). Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 143–151.
- Iknayan KJ & Beissinger SR (2018). Collapse of a desert bird community over the past century driven by climate change. *PNAS* 115: 8597–8602.
- Jaksic FM (1998). Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1427-1445.
- Jenkins KM & Boulton AJ (2003). Connectivity in a dryland river: short-term aquatic microinvertebrate recruitment following floodplain inundation. *Ecology* 84: 2708-2723.
- Jofré C & Méndez M (2011). The preservation of evolutionary value of Chilean amphibians in protected areas. In Figueroa E. (ed). *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations*. FEN-Universidad de Chile, Santiago, Chile: 81–112.
- Kerr JT (1997). Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11: 1094-2000.

- Kirwan ML & Megonigal JP (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature* 504: 53-60.
- Koenig WD (2002). Global patterns of environmental synchrony and the Moran effect. *Ecography* 25: 283–288.
- Kremen C. & Merenlender AM (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science* 362, eaau6020.
- Lancaster J & Belyea LR (1997). Nested hierarchies and scale-dependence of mechanisms of flow refugium use. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 221-238.
- Langham GM, Schuetz JG, Distler T, Soykan CU & Wilsey CB (2015). Conservation status of North American birds in the face of future climate change. *PLoS ONE* 10
- Larrain S & Poo P (eds) (2010). *Conflictos por el Agua en Chile: Entre los derechos humanos y las reglas del mercado*. Ediciones Chile Sustentable. Santiago, Chile.
- Lobos G, Cattán P & López M (1999). Antecedentes de la ecología trófica del sapo africano *Xenopus laevis* en la Zona central de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 48: 7-18.
- Lobos G & Jaksic FM (2005). The ongoing invasion of African clawed frogs (*Xenopus laevis*) in Chile: causes of concern. *Biodiversity and conservation* 14: 429-439.
- Lobos GA (2012). Estatus de la invasión del sapo africano *Xenopus laevis* en Chile. Páginas 49-54. En: Soto-Azat C & Valenzuela-Sánchez A (eds) *Conservación de anfibios de Chile: Memorias del Taller de Conservación de anfibios para organismos públicos*. Universidad Nacional Andrés Bello, Santiago.
- Lobos GA, Cattán P & Jaksic FM (2014b). Invasión de la rana africana (*Xenopus laevis*) en Chile central. En: Jaksic FM & Castro-Morales SA (eds) *Invasiones biológicas en Chile: causas globales e impactos locales*. Ediciones Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. pp. 267-282.
- MacKinnon D, Lemieux CJ, Beazley K, Woodley S, Helie R, Perron J, Elliott J, Haas C, Langlois J, Lazaruk H, Beechey T & Gray P (2015). Canada and Aichi Biodiversity Target 11: understanding ‘other effective area-based conservation measures’ in the context of the broader target. *Biodiversity and Conservation* 24: 3559–3581.
- Maestre FT, Salguero-Gomez R & Quero JL (2012a). It is getting hotter in here: determining and projecting the impacts of global environmental change on drylands. *Phil. Trans. R. Soc. B* 367, 3062–3075.
- Marshall JC, Sheldon F, Thoms MC & Choy S (2006). The macroinvertebrate fauna of an Australian dryland river: spatial and temporal patterns and environmental relationships. *Marine and Freshwater Research* 57: 61-74.
- Martin TG, Chadès I, Arcese P, Marra PP, Possingham HP & Norris DR (2007). Optimal conservation of migratory species. *PLoS ONE* 8: 1-5 (e751).

- Maxwell SL, Fuller RA, Brooks TM & Watson JEM (2016). Biodiversity: the ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 143–145.
- Measey GJ, Rödder D, Green SL, Kobayashi R, Lillo F, Lobos G, Rebelo R & Thirion JM (2012). Ongoing invasions of the African clawed frog, *Xenopus laevis*: a global review. *Biological Invasions* 14: 2255–2270.
- MMA (2016). Diagnóstico del estado y tendencia de la biodiversidad en las regiones de Chile: Región de Coquimbo. Informe Final. División de Recursos Naturales y Biodiversidad. Departamento de Políticas y Planificación de la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- MMA (2018) Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022. Ministerio del Medio Ambiente. División de Recursos Naturales y Biodiversidad. Santiago, 33pp.
- Moore JA (2016). Recent desiccation of Western Great Basin Saline Lakes: lessons from Lake Abert, Oregon, USA. *Sciences of Total Environments* 554: 142–154
- Myers MJ & Resh VH (1999). Spring-formed wetlands of the arid west. Islands of aquatic invertebrate biodiversity. In: Batzer DP, Radar RB, Wissiner SA (eds), pp. 811–828. *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. Wiley, New York, USA.
- Myers N (1990). The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB & Kent J (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nekola JC (1999). Paleoreugia and neoreugia: the influence of colonisation history on community pattern and process. *Ecology* 80: 2459-2473.
- Nicholls RJ (2004). Coastal flooding and wetland loss in the 21st century: changes under the SRES climate and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change* 14: 69-86.
- Noss RF, Dobson AP, Baldwin R, Beier P, Davis CR, Dellasala DA, Harvey JF, Nowak LK, Lopez R, Reining C, Trombulak SC & Tabor G (2012). Bolder thinking for conservation. *Conservation Biology* 26: 1–4.
- Ortiz JC & Díaz-Paéz H (2006). Estado de Conocimiento de los Anfibios de Chile. *Gayana (Concepción)* 70: 114–121.
- Palma A, González-Barrientos J, Reyes CA & Ramos-Jiliberto R (2013). Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 1-14.
- Pfeiffer M, Aburto F, Le Roux J, Kemniyz H, Sergey S, Solleirorebolledo E, Seguel O (2011). Preservation of beach ridges due to pedogenic calcrete development in the Tongoy Paleobay, North-Central Chile. *Geomorphology* 132: 234 -248.
- Phalan B, Onial M, Balmford A & Green RE (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333: 1289–1291.



- Puckridge JT, Walker KF & Costelloe JF (2000). Hydrological persistence and the ecology of dryland rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 16: 385-402.
- Purdue JR & Haines H (1977). Salt water tolerance and water turnover in the Snowy Plover. *Auk* 94: 248-255.
- Quintanilla V (1983). *Biogeografía*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.
- Ramsar (1987) Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Modificada según el protocolo de París 1992 y las enmiendas de Regina 1987. UNESCO, Ramsar, Irán. 7 pp.
- Rempel LL, Richardson JS & Healey MC (1999). Flow refugia for benthic macroinvertebrates during flooding of a large river. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 34-48.
- Reynolds JF & Stafford-Smith DM (eds)(2001) *Global desertification. Do humans cause deserts?* Dahlem Workshop Report 88. Dahlem University Press. Berlin, Germany.
- Reynolds JF, Stafford Smith DM, Lambin EF, Turner II BL, Mortimore M, Batterbury SPJ, Downing TE, Dowlatabadi H, Fernández RJ, Herrick JE, Huber-Sannwald E, Jiang H, Leemans R, Lynam T, Maestre FT, Ayarza M & Walker B (2007). Global desertification: Building a science for dryland development. *Science* 316: 847-851.
- Rocha AR et al. (2016). Physiological, morphological and behavioural responses of self-feeding precocial chicks coping with contrasting levels of water salinity during development. *PLoS ONE* 11, e0165364
- Rogers K, Kelleway JJ, Saintilan N, Megonigal JP, Adams JB, Holmquist JR., ... & Woodroffe CD (2019). Wetland carbon storage controlled by millennial-scale variation in relative sea-level rise. *Nature*, 567(7746), 91.
- Romero H, Méndez M, Smith P & Mendonça M (2012). Enfoque ecológico-social de la variabilidad climática, extracciones de agua y demandas territoriales en las cuencas del desierto de Atacama. *Revista Geonorte Chile* 4: 261-287.
- Ruiz VH (1993). Ictiofauna del río Andalién. *Gayana (Zoología)* 57: 109-284.
- Runge CA, Martin TG, Possingham HP, Willis SG & Fuller RA (2014). Conserving mobile species. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 395-402.
- Runge CE et al. (2015). Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science* 35: 1255-1258.
- Runge CA, Tulloch AIT, Possingham HP, Tulloch VJD & Fuller RA (2016). Incorporating dynamic distributions into spatial prioritization. *Diversity and Distributions* 22: 332-343.
- Ruppert JC, Harmoney K, Henkin Z, Snyman HA, Sternberg M, Williams W, Linstadter A (2015). Quantifying drylands' drought resistance and recovery: the importance of drought intensity, dominant life history and grazing regime. *Global Change Biology* 21: 1258-1270.

Sada DW & Vinyard GL (2002). Anthropogenic changes in historical biogeography of Great Basin aquatic biota. In: Hershler R, Madsen DB & Currey D (eds), *Great Basin Aquatic Systems History*. pp. 277–293. Smithsonian Contributions to the Earth Sciences No. 33.

Sada DW, Fleishman E & Murphy DD (2005). Associations among spring-dependent aquatic assemblages and environmental and land use gradients in a Mojave Desert mountain range. *Diversity and Distributions* 11: 91–99.

Saillard M, Hall SR, Audin L, Farber DL, Hérail G, Martinod J, Regard V, Finkel RC, Bondoux F. (2009). Non-steady long-term uplift rates and Pleistocene marine terrace development along the Andean margin of Chile (31°S) inferred from 10Be dating. *Earth and Planetary Science Letters*, 277: 50–63.

Schwartz MW, Cook CN, Pressey RL, Pullin AS, Runge MC, Salafsky N, Sutherland WJ & Williamson MA (2018). Decision support frameworks and tools for conservation. *Conservation Letters* 11: 1-12 (e12385).

Sedell JR, Reeves GH, Hauer FR, Stanford JA & Hawkins CP (1990). Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* 14: 711-724.

Semlitsch RD (2008). Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 72: 260-67.

Semlitsch RD & Bodie JR (1998). Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-33.

Semlitsch RD, Anderson TL, Drake DL, Ousterhout BH, Peterman WE & Shulse CD (2013). Small, clustered wetlands promote Amphibian persistence. *National Wetlands Newsletter* 35: 20-25.

Semmens DJ, Diffendorfer JE, López-Hoffman L & Shapiro CD (2011). Accounting for the ecosystem services of migratory species: quantifying migration support and spatial subsidies. *Ecological Economics* 70: 2236–2242.

Senner SE, Andres BA & Gates HR (2017). Estrategia de Conservación de las Aves Playeras de la Ruta del Pacífico de las Americas. National Audubon Society, Nueva York, Nueva York, EE. UU.

Senner NR et al. (2018). A salt lake under stress: the relationship between birds, water levels, and invertebrates at a Great Basin saline lake. *Biological Conservation* 220: 320–329.

Shepard WD (1993). Desert springs-both rare and endangered. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 3: 351–359.

Soto AG (1999). Mapa preliminar de la desertificación en Chile. Corporación Nacional Forestal (CONAF). Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile.

Soto D, Arismendi I, González J, Santana J, Jara F, Jara C, Guzmán E & Lara A (2006). Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 97–117.

- Soto G & Ulloa F (eds) (1997). *Diagnóstico de la desertificación en Chile*. Universidad de Chile. Corporación Nacional Forestal (CONAF) Ministerio de Agricultura-Chile. Programa FAO/PNUMA Desertificación. Editorial Rasoale. La Serena, Chile.
- Stanley EH, Buschman DL, Boulton AJ, Grimm NB & Fisher SG (1994). Invertebrate resistance and resilience to intermittency in a desert stream. *American Midland Naturalist* 131: 288–300.
- Stanley EH, Fisher SG & Grimm NB (1997). Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience* 47:427–435.
- Steen VA, Skagen SK & Melcher CP (2016). Implications of climate change for wetland-dependent birds in the Prairie Pothole Region. *Wetlands* 36: 445–459.
- Thomas DSG (1989). The nature of arid environments. In: Thomas DSG (ed), *Arid Zone Geomorphology*. Belhaven Press. London, UK. pp. 1–10
- UNCCD (2011). *Global Drylands: A UN system-wide response*. UN Environment Management Group. United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. Paris, France.
- Unmack PJ (2001). Fish persistence and fluvial geomorphology in central Australia. *Journal of Arid Environments* 49: 653–669.
- Veloso A & Navarro J (1988). Systematic list and geographic distribution of amphibians and reptiles from Chile. *Museo Regionale di Scienze Naturali Bollettino (Turin)* 6: 481–540.
- Venter O, Sanderson EW, Magrath A, Allan JR, Beher J, Jones KR, Possingham HP, Laurance WF, Wood P, Fekete BM, Levy MA & Watson JEM (2016) Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7: 1-11 (12558).
- Vickrucka JL, Besta LR, Gavina MP, Devries JH & Galperna P (2019). Pothole wetlands provide reservoir habitat for native bees in prairie croplands. *Biological Conservation* 232: 43–50.
- Vidal MA, Soto E & Veloso A (2009). Biogeography of Chilean herpetofauna: distributional patterns of species richness and endemism. *Amphibia-Reptilia* 30: 151–171.
- Vila I & Pardo R (2008). Peces Limnícicos. En Rovira J, Ugalde J & Stutzin M (eds). 223–256 pp. *Biodiversidad de Chile. Patrimonios y Desafíos*. CONAMA, Santiago, Chile.
- Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Liermann CR & Davies PM (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561.
- Wallace J, Eggert S, Meyer J & Webster J (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- Webster MS, Marra PP, Haig SM, Bensch S & Holmes RT (0000). Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *TREE* 17: 76–83.
- Winter TC (2000). The vulnerability of wetlands to climate change: a hydrologic landscape perspective 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 36: 305-311.

Wilcove DS & Wikelski M (2008). Going, going, gone: is animal migration disappearing. *PLoS Biology* 6, e188.

Williams WD (1999). Conservation of wetlands in drylands: a key global issue. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 517–522.

Wilson S et al. (2018). Prioritize diversity or declining species? Trade-offs and synergies in spatial planning for the conservation of migratory birds. Preprint at <https://www.biorxiv.org/content/10.1101/429019v1>.

Zachos J, Pagani M, Sloan L, Thomas E & Billups K (2001). Trends, rhythms, and aberrations in global climate 65 Ma to present. *Science* 292: 686-693.

Zuckerberg B, Fink D, La Sorte FA, Hochachka WM & Kelling S (2016). Novel seasonal land cover associations for eastern North American forest birds identified through dynamic species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 22: 717–730.

Zunino S, Aliaga C & Da Venezia P (2009). Fish communities in rivers mouths and streams of the Valparaíso Region, central Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44: 123–130.



# *Humedales Costeros*

DE LA REGIÓN DE COQUIMBO

Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación



MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE



Ediciones Universidad de La Serena  
Financiado FPA-NAC-I-032-2014