

Universidad Austral de Chile
Conocimiento y Naturaleza

***“DIAGNOSTICO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RIO CRUCES
BASADO EN LA COMPARACION DE CONDICIONES AMBIENTALES
ACTUALES E HISTORICAS: BASES PARA SU MONITOREO Y
SUSTENTABILIDAD”***

Convenio Servicio Evaluación Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente y
Universidad Austral de Chile

INFORME FINAL

Marzo 2014

1) RESUMEN EJECUTIVO.....	1
<i>En relación a datos ambientales históricos:.....</i>	1
<i>Climatología y caudal hídrico.....</i>	1
<i>Calidad de agua.....</i>	2
<i>En relación al estado actual de los componentes abióticos:.....</i>	3
<i>Correntometría.....</i>	3
<i>Sedimentos.....</i>	4
<i>Calidad de agua.....</i>	4
<i>En relación al estado actual de los componentes bióticos:.....</i>	5
<i>Plantas acuáticas o macrófitas.....</i>	5
<i>Macrofauna bentónica.....</i>	7
<i>Ictiofauna.....</i>	7
<i>Avifauna.....</i>	8
<i>Estado sanitario de los Cisnes de cuello negro.....</i>	9
2) ANTECEDENTES Y JUSTIFICACION DEL ESTUDIO.....	10
3) OBJETIVO GENERAL.....	11
4) OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	11
5) EL SISTEMA DEL HUMEDAL DEL RIO CRUCES.....	11
.....	12
6) DESARROLLO DEL ESTUDIO.....	13
6.1) EN RELACIÓN A LA EVOLUCIÓN DE LA DATA AMBIENTAL HISTÓRICA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS:	13
6.1.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 1: ANALIZAR LA VARIABILIDAD HISTÓRICA Y EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA TERRESTRE SUPERFICIAL Y PRECIPITACIONES EN VALDIVIA Y DEL CAUDAL DEL RÍO CRUCES.....	13
6.1.2) OBJETIVO ESPECÍFICO 2: ANALIZAR LA VARIABILIDAD HISTÓRICA Y EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.....	30
6.1.2.1) PORCIÓN SUPERIOR DEL RÍO CRUCES (FUENTE DE DATOS: UACH).....	31
6.1.2.2) PORCIÓN SUPERIOR DEL RIO CRUCES Y HUMEDAL (fuente de datos: CELCO).....	52
6.1.2.3) PORCIÓN INFERIOR DEL RÍO CRUCES (FUENTE DE DATOS: UACH).....	88
6.2) EN RELACIÓN AL ESTADO ACTUAL DE LOS COMPONENTES ABIÓTICOS:	122
6.2.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 3: CARACTERIZAR LA HIDRODINÁMICA QUE GOBIERNA EL FUNCIONAMIENTO DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES.	122
6.2.2.) OBJETIVO ESPECÍFICO 4: CARACTERIZAR LA CALIDAD DE SEDIMENTO DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	140
6.2.3.) OBJETIVO ESPECÍFICO 5: CARACTERIZAR LA CALIDAD DE AGUA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.....	161
6.3) EN RELACIÓN AL ESTADO ACTUAL DE LOS COMPONENTES BIÓTICOS:	184

6.3.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 6: EVALUAR LA DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD ACTUAL DE LAS MACRÓFITAS ACUÁTICAS DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	184
6.3.2) OBJETIVO ESPECÍFICO 7: EVALUAR EL ESTADO SANITARIO ACTUAL DE LAS MACRÓFITAS ACUÁTICAS DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	200
6.3.3) OBJETIVO ESPECÍFICO 8: EVALUAR LA DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA ACTUAL DE LA MACROFAUNA BENTÓNICA DE LOS FONDOS SEDIMENTARIOS DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.....	237
6.3.4) OBJETIVO ESPECÍFICO 9: EVALUAR LA DISTRIBUCIÓN, DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA ACTUAL DE LA ICTIOFAUNA DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	254
6.3.5) OBJETIVO ESPECÍFICO 10: EVALUAR LA DISTRIBUCIÓN, DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA ACTUAL DE LA AVIFAUNA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.....	265
6.3.6) OBJETIVO ESPECÍFICO 11: EVALUAR EL ESTADO SANITARIO ACTUAL DE LOS CISNES DE CUELLO NEGRO EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	289
6.3.7) OBJETIVO ESPECÍFICO 12: REALIZAR ANÁLISIS COMPARATIVOS SOBRE EL ESTADO HISTOPATOLÓGICO DE HIGADOS DE LOS CISNES DE CUELLO NEGRO EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	305
6.3.8) OBJETIVO ESPECÍFICO 13: ESTUDIAR LA DIETA TRÓFICA ACTUAL DE LOS CISNES DE CUELLO NEGRO EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	317
6.4) EN RELACIÓN A LA IMPLEMENTACIÓN DE UNA HERRAMIENTA DE DIAGNÓSTICO Y ALERTA TEMPRANA:	327
6.4.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 14: PROPONER E IMPLEMENTAR LAS BASES PARA EVALUAR EL USO DE BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA COMO HERRAMIENTAS DE DIAGNÓSTICO Y DETECCIÓN TEMPRANA DE DETERIORACIONES AMBIENTALES EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.	327
6.4.1.1) BIOENSAYOS PARA EVALUACIÓN DE CALIDAD DE AGUA EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES.....	327
6.4.1.2) EVALUACIÓN DE USO DE CAMARÓN DE RÍO <i>Samastacus spinifrons</i> COMO EVENTUAL BIOINDICADOR DE LA SALUD AMBIENTAL DEL RÍO CRUCES: ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE VARIACIONES MORFOLÓGICAS CORPORALES.	335
6.5) GENERACIÓN DE UN PROGRAMA DE SEGUIMIENTO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.....	350

1) RESUMEN EJECUTIVO

Se presentan a continuación las conclusiones del presente estudio; estas se organizan en relación al orden dado a los objetivos específicos del mismo.

En relación a datos ambientales históricos:

Climatología y caudal hídrico

Los análisis de la data histórica (1960-2010) de temperatura media mínima del aire registrado a cinco cm sobre el suelo en la estación climatológica de Isla Teja, Campus UACH, muestra que esta presenta una importante variabilidad inter-decadal durante el período de estudio. Esta variabilidad está caracterizada por un descenso de las temperaturas desde la década del 60 hasta el año 2000, cuando comienza a aumentar la temperatura mínima para disminuir nuevamente hacia fines de la década. Durante el período 1960- 2010, se observa un patrón estable de las precipitaciones registradas en la zona de Valdivia, pero con una tendencia a la disminución hasta inicios de la década del año 2000 cuando se manifiesta un aumento en las precipitaciones

Durante el período 1970-2010, se observa un patrón estable del caudal asociado al río Cruces, pero con una tendencia a la disminución hasta inicios de la década del año 2000 cuando se manifiesta un aumento en el caudal, lo cual se corresponde con el aumento en las precipitaciones registrado a mediados de dicha década.

Con excepción del caudal máximo anual registrado en el río Cruces, las tendencias arriba mencionadas no se asocian a los índices de procesos climáticos de mayor escala (ENSO). Los patrones de variación registrados durante el año 2004, se ajustan a lo esperado dado el estable pero sostenido descenso de las

precipitaciones, caudales y temperaturas registradas en la zona de Valdivia para las 4 últimas décadas.

Calidad de agua

Estudios llevados a cabo en la porción superior del río Cruces (sectores Ciruelos y Rucaco) durante el período abril 2006 - enero 2013, muestran que la calidad de agua cambia de modo significativo entre los sectores Ciruelos y Rucaco. Estos sectores se ubican aguas arriba y aguas abajo respectivamente, del punto de descarga de los riles de CELCO al río Cruces. Esos cambios están relacionados a temperatura, conductividad, concentración de sólidos disueltos y sulfatos, variables que presentan promedios significativamente más altos en el agua del sector Rucaco. Los valores de las concentraciones de metales pesados suspendidos variaron entre las estaciones Ciruelo y Rucaco sin un patrón definido, mientras que en los metales pesados disueltos no se detectaron diferencias entre ambas estaciones.

El análisis de la data periódica obtenida por CELCO durante el período 2003 - 2011, muestra que la calidad de agua cambia notoriamente al comparar las estaciones ubicadas aguas arriba (E0 y E1) del punto de vertido de los riles de la empresa al río Cruces vs. aquellas ubicadas aguas abajo de ese punto (E2 y E3). Estos cambios pueden ser divididos en dos categorías: aquellos detectados primariamente durante el período 2004 - 2005, con concentraciones más altas de aluminio y cloratos aguas abajo del punto de vertido de los riles de CELCO y aquellos que se han mantenido durante el período 2004 - 2011, con mayores concentraciones de sólidos disueltos totales y sulfatos aguas abajo de ese punto (estaciones E2 y E3). Esas mayores concentraciones resultaron en la mayoría de los casos, en cargas de mayor magnitud aguas abajo de las instalaciones de la empresa. En la segunda categoría puede incluirse también al manganeso, elemento que en general en aguas de la estación E2 (Rucaco), mostró mayores concentraciones y cargas que en el agua de las estaciones E0 y E1.

Los resultados de muestreos periódicos realizados en la porción inferior del río Cruces durante el período febrero 2006 - enero 2013, muestran que la temperatura y concentración de sólidos suspendidos en el agua mostraron un patrón de disminución gradual aguas abajo del Humedal; es decir desde una estación ubicada en el sector San Ramón hasta otra ubicada en el río Calle Calle, sector ASENAV. Los valores de pH del agua no mostraron diferencias entre las estaciones analizadas. Los valores más altos de conductividad se detectaron cuando la marea estaba subiendo y en las estaciones Cruces - Cau Cau y canal mareal Cau Cau, mientras que los más bajos se detectaron cuando la marea estaba bajando y en las estaciones San Ramón y Calle Calle, sector ASENAV. Los valores de temperatura, conductividad, pH y concentración de sólidos suspendidos en el agua de las cuatro estaciones analizadas fluctuaron de forma estacional, con los mayores valores durante los meses estivales y los menores durante los meses invernales, destacando la conductividad, la cual fluctuó en varios órdenes de magnitud. Las mayores concentraciones de metales pesados suspendidos se midieron en las estaciones Cruces -Cau Cau y canal mareal Cau Cau y las menores en la estación Calle Calle, sector ASENAV. Las concentraciones más altas de esos metales se detectaron primariamente cuando la marea estaba bajando, es decir cuando por efecto de la marea, aguas del humedal del río Cruces y ríos tributarios estaban moviéndose hacia la boca del estuario,

En relación al estado actual de los componentes abióticos:

Correntometría

Estudios de correntometría llevados a cabo en la porción superior de río Cruces durante marzo de 2012 (a pocos cientos de metros de que el estuario del río Cruces se transforme en un curso fluvial), muestran que la marea tiene un importante efecto de transporte de agua y por ende de cualquier sustancia conservativa, tanto aguas abajo (con caudales de hasta $962 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) como hacia el

cabecal del estuario (con caudales de hasta $545 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Los caudales máximos en dirección hacia la boca del estuario ocurren en general a media marea vaciante, mientras que los caudales negativos dirigidos hacia la cabecera del estuario, lo hacen desde la media al final de la creciente. Ambos caudales son mucho mayores que los caudales del río Cruces medidos en la estación limnológica de Rucaco (ca. $17 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), lo que indica que la marea amplifica los caudales por una constante del orden entre 56 y 31, para vaciante y creciente respectivamente.

Sedimentos

En base a muestreos de testigos de sedimento recolectados en la porción superior del río Cruces durante marzo de 2012, se concluye que los sedimentos analizados corresponden a las típicas granulometrías de sedimentos depositados en ambientes regidos por mareas, sin grava y con altas proporciones de fango orgánico. Varios de los metales pesados estudiados en las columnas estratigráficas, tienen concentraciones promedio más altas que las mencionadas en estudios anteriores. Algunos valores máximos de concentraciones de metales pesados a profundidades de entre 2 y 3 cm son mucho más altos que los promedios históricos. Hierro, aluminio y manganeso fueron los metales pesados más representativos en los sedimentos submareales de los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa para los cuales se analizaron datos recolectados durante los años 2008 y 2012. En general, las concentraciones promedio de los mismos fueron más bajas durante el muestreo realizado durante julio de 2012, *versus* las detectadas durante abril y septiembre 2008.

Calidad de agua

El análisis de datos recolectados durante marzo, abril y julio del año 2012, enero y marzo del año 2003 y comparados con datos recolectados durante marzo de los años 2009 y 2010, muestra que en general, los valores más altos de temperatura del agua ocurrieron en aguas de los ríos tributarios del río Cruces; e.g. en ríos Cudico, Nanihue, Santa María, Pichoy y Cayumapu. A su vez, los valores más

altos de conductividad del agua (*i.e.* mayores concentraciones de sales) se detectaron durante muestreos realizados en marzo, mes que representa para el área de estudio el período de menor caudal hídrico. Los valores de pH no mostraron tendencias definidas, con excepción del invierno del año 2012 (julio) cuando se detectaron en general los valores más bajos de esta variable ambiental, a la vez que las concentraciones más altas de sólidos suspendidos ocurrieron durante los muestreos de marzo de los años 2010 y 2011 (hasta ca. 35 – 45 mg / L). Esto está probablemente relacionado al hecho de que es durante este mes, cuando ocurre en general el menor caudal hídrico, lo que resulta en una disminución de la profundidad del agua y por lo tanto mayor resuspensión por efecto de corrientes superficiales y olas de pequeña intensidad. Los análisis temporales muestran una tendencia temporal a la disminución en las concentraciones de sólidos suspendidos y a un aumento en la transparencia del agua del humedal del río cruces y ríos tributarios.

Los resultados de análisis realizados durante abril y julio del año 2013, muestran que los metales pesados disueltos y suspendidos más comunes en el área de estudio fueron el hierro, aluminio y manganeso. En general, las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso disueltos en las aguas del eje central del humedal del río Cruces, ríos tributarios del mismo y ríos Calle Calle y Valdivia, estuvieron bajo el límite de detección de las metodologías utilizadas. Las concentraciones promedio de hierro, aluminio y manganeso suspendido fueron más altas durante los muestreos realizados durante el año 2012, que durante muestreos realizados con anterioridad (año 2006).

En relación al estado actual de los componentes bióticos:

Plantas acuáticas o macrófitas

Durante el período febrero - abril 2012, las especies más comunes de macrófitas acuáticas en el área de estudio fueron el Luchecillo (*Egeria densa*), el Huiro rojo

(*Potamogeton pusillus*) y el Huiro verde (*Potamogeton lucens*). El aumento gradual en la distribución y presencia de *E. densa* en el humedal del río Cruces y ríos tributarios (período 2008 - 2013), demuestra que esta macrófita acuática ha recolonizado gran parte del área de la cual había desaparecido durante el año 2004.

Durante el período 2008 - 2013, *E. densa* siempre estuvo presente en las orillas de los ríos Calle Calle y Valdivia, no evidenciándose ningún tipo de disminución en su distribución espacial. Esto demuestra que el o los factores que llevaron a la desaparición de esta especie de vastas áreas del humedal del río Cruces y ríos tributarios, no estuvo o estuvieron presentes en las riberas de los ríos Calle Calle y Valdivia (fuera del humedal).

El color de la mayor parte de las plantas de Luchecillo recolectadas en el eje central del humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo durante el verano del año 2012, es similar al observado en plantas recolectadas en los ríos Calle Calle, Valdivia, lagunas urbanas de Concepción y Lago Lanalhue; es decir, ese color es similar al color de plantas recolectadas en cuerpos hídricos no afectados por cambios ambientales, como los que ocurrieron en el humedal durante el año 2004.

La apariencia externa de las plantas de Luchecillo recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2012, es similar a la de plantas obtenidas en los ríos Calle Calle y Valdivia y Lago Lanalhue y diferente (plantas más limpias) a lo que se observó durante el año 2004. Situación contraria se evidenció con las restantes dos especies de macrófitas (Huiro y Huiro verde) provenientes del eje central del río Cruces y que en general presentaron condiciones sanitarias intermedias, mientras que en los ríos tributarios las plantas exhibieron una condición saludable.

Las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso estimadas mediante difracción de rayos X en extractos de plantas de Luchecillo recolectadas en el eje principal del humedal del Río Cruces y ríos tributarios del mismo durante 2012, fue notoriamente menor que las estimadas durante los años 2004, 2008 y 2009 en la misma área y similar a lo observado en cuerpos hídricos fuera del humedal. Las concentraciones de metales pesados presentes en plantas de Luchecillo (mg/kg peso seco) recolectadas en el eje principal del humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, fue notoriamente menor que lo observado durante los años 2004 y 2008 en la misma área y superior a lo observado en cuerpos hídricos fuera del humedal.

Macrofauna bentónica

No se detectaron diferencias significativas en el número de especies, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y abundancia total de la macrofauna, al comparar los sedimentos de los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa durante el año 2012. Los resultados de comparaciones interanuales de macrofauna bentónica llevados a cabo con datos recolectados durante los años 2004, 2005, 2008 y 2012 no muestran un patrón definido de variación temporal, ya sea aumentos o disminuciones de los diferentes parámetros comunitarios desde el año 2004 al presente. Esto sugiere que la macrofauna bentónica de los fondos sedimentarios submareales del humedal del río Cruces, no fue afectada por los cambios ambientales que ocurrieron en el área durante el año 2004.

Ictiofauna

Diez de las especies de peces recolectadas durante este estudio (septiembre 2012 y marzo 2013) son nativas y cuatro introducidas. Durante septiembre de 2012 y marzo de 2013, la ictiofauna de las estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco) estuvo dominada por *Galaxias maculatus* (Puye chico) y *Percilia gillissi* (Carmelita); durante el muestreo de septiembre de 2012, la mayor parte de los peces capturados en la ribera de la estación 3 (sector Santa María)

correspondieron a *Galaxias maculatus*, mientras que en el muestreo de marzo de 2013, la especie dominante fue *Gambusia holbrooki* (pez mosquito).

El número de especies y abundancia de la ictiofauna de las estaciones 1 y 2 (Ciruelos y Rucaco), fue mayor durante los muestreos realizados durante enero de 2005 y 2008 que durante los llevados a cabo en septiembre de 2012 y marzo de 2013. Por el contrario, los valores de estos parámetros comunitarios en la ribera de la estación 3 (sector Santa María) fueron más altos durante los muestreos de 2012 y 2013.

Lo anterior sugiere que la ictiofauna del humedal del río Cruces no fue afectada por los cambios ambientales que ocurrieron en el área durante el año 2004. No obstante lo anterior, no se han realizado hasta ahora, por ejemplo estudios tendientes a evaluar eventuales bioacumulaciones de contaminantes en los órganos corporales de la ictiofauna del área.

Avifauna

El análisis de los censos mensuales que mantiene la CONAF desde el año 1998 muestra que fueron las aves herbívoras (Cisne de cuello negro y taguas) las que fueron afectadas primariamente por los cambios ambientales que ocurrieron en el humedal durante el año 2004. Por el contrario, aves piscívoras como garzas, no se vieron afectadas en sus abundancias poblacionales. El análisis de los promedios de las abundancias de las aves herbívoras estimados para el año 2012, sugiere el inicio de la recuperación de las poblaciones del Cisne de cuello negro y en menor grado de la Tagua en algunos sectores del humedal.

Estado sanitario de los Cisnes de cuello negro

Los resultados de este estudio muestran que los Cisnes de cuello negro aumentaron su masa corporal, con respecto a muestreos realizados en años anteriores (2004 - 2005). El conjunto de los metabolitos nutricionales evaluados (carbohidratos, proteínas y lípidos) dan cuenta que los cisnes no están actualmente en estado de desnutrición, a la vez que el análisis de la hematología muestra que los valores de hemoglobina aumentaron considerablemente con respecto a los años anteriores, por lo que no se evidenció posible anemia en los organismos evaluados. Los resultados obtenidos muestran que en general, la población actual de Cisnes de cuello negro actual está en mejor condición nutricional y fisiológica que durante el período 2004-2005.

2) ANTECEDENTES Y JUSTIFICACION DEL ESTUDIO

Durante el año 2004 ocurrieron cambios ambientales significativos en el humedal del río Cruces y ríos tributarios, incluyendo ausencia de reproducción, mortandad y emigración masiva de Cisnes de cuello negro, desaparición de la macrófita acuática sumergida *Egeria densa* o Luchecillo, cambios en calidad de agua del río Cruces y aparición de aguas color marrón con altas cargas de sólidos suspendidos y metales pesados.

Como una forma de abordar este problema ambiental, durante el primer semestre del año 2006 y a petición de CONAF, investigadores de la UACH elaboraron el Programa de Investigaciones en el Ambito Ecosistémico, para ser incluido en el Programa Integral de Gestión Ambiental (PIGA) del humedal del río Cruces. Esto se desarrolló en el período reciente a la crisis ambiental del humedal. Consecuentemente, las actividades diseñadas dentro de ese programa, estuvieron enfocadas a identificar y resolver este problema en lo inmediato y por lo tanto, fueron planificadas para ser iniciadas durante el mismo año 2006 o a inicios del año 2007.

Ya que han pasado nueve años desde el inicio de los cambios ambientales, no es aconsejable pensar en implementar el Programa de Investigaciones en el Ambito Ecosistémico, tal como elaborado el año 2006, sin antes realizar un diagnóstico del estado del humedal. Esto con el objetivo de readecuar un eventual programa de investigaciones y/o recuperación del mismo, a fin de optimizar al máximo los esfuerzos y actividades a implementar como parte de ese programa u otro diseñado para objetivos similares.

3) OBJETIVO GENERAL

Realizar un Diagnóstico Ambiental del Humedal del río Cruces y ríos tributarios, basado en el análisis actual de la calidad del componente abiótico y biótico y del análisis sistémico de la data histórica, a fin de obtener línea base que permita readecuar los estudios y monitoreos propuestos en el PIGA a las condiciones actuales del humedal.

4) OBJETIVOS ESPECIFICOS

A continuación se numeran los objetivos específicos del estudio, los cuales se ordenan en relación a análisis de:

- data ambiental histórica de climatología, hidrología y los componentes abióticos de calidad de agua,
- estado actual de los componentes abióticos,
- estado actual de los componentes bióticos,
- implementación de una herramienta de diagnóstico y alerta temprana,
- generación de un Programa de Seguimiento Ambiental del Humedal del río Cruces y ríos tributarios.

5) EL SISTEMA DEL HUMEDAL DEL RIO CRUCES

La Figura 5.1 muestra la ubicación del Santuario de la Naturaleza e Investigación Científica Carlos Anwandter en la Provincia de Valdivia, Región de los Ríos, designado como primer sitio Ramsar de Chile en 1980. El santuario fue creado por el D.S. N° 2734 del 3/07/1981 e incluye al área sumergida, bañados y humedales palustres asociados al río Cruces y río Chorocamayo en una extensión de 4.877 hectáreas. Este estudio abarca áreas que están más allá del Santuario, es decir abarca zonas incluidas en los ríos tributarios que llegan al río Cruces (Cudico,

Nanihue, Pichoy, Santa María, Cayumapu, Tambillo y San Ramón). De ahí que en general, en este Informe se haga referencia al humedal del río Cruces y ríos tributarios y no a Santuario de la Naturaleza e Investigación Científica Carlos Anwandter.

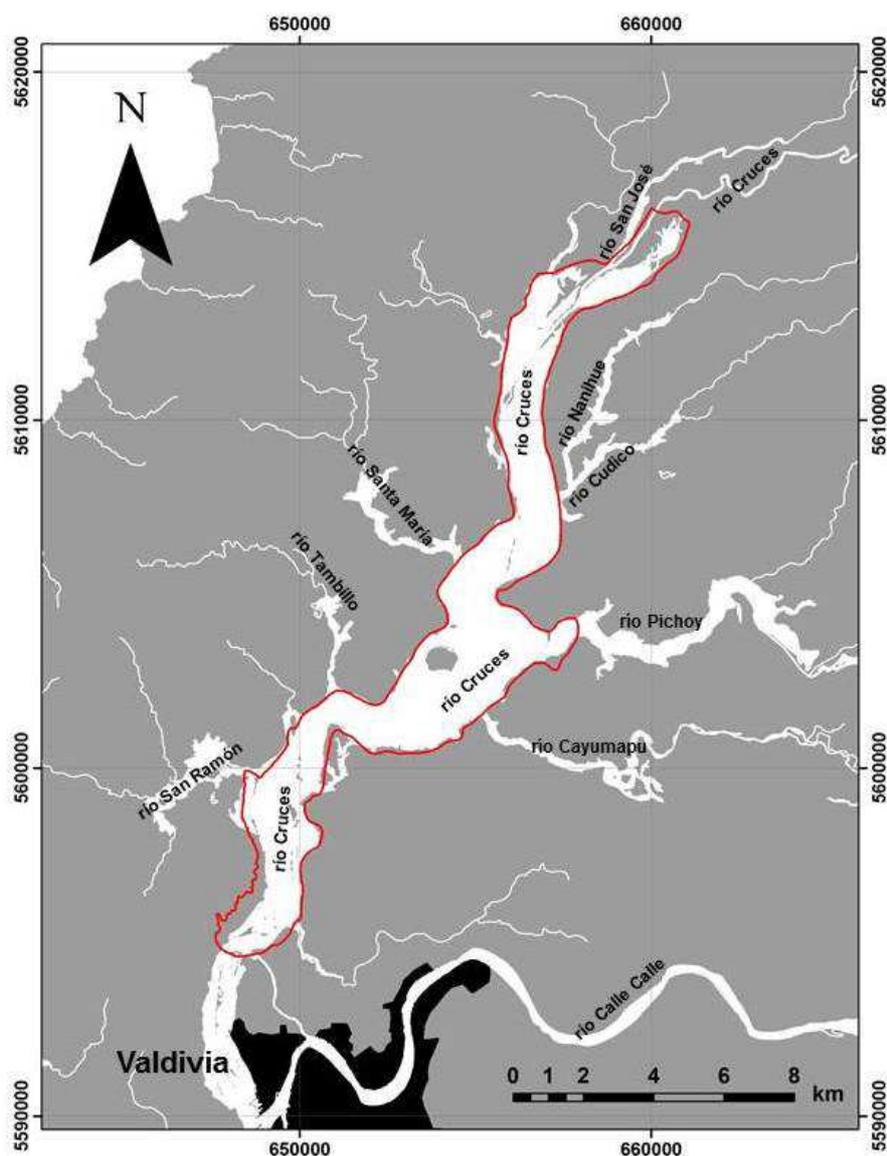


Figura 5.1. Humedal del río Cruces y ríos tributarios. La zona delimitada por la línea roja corresponde al Santuario de la Naturaleza e Investigación Científica Carlos Anwandter.

6) DESARROLLO DEL ESTUDIO

A continuación se detallan los resultados de los estudios y análisis realizados para dar cumplimiento a los objetivos específicos del estudio.

6.1) EN RELACIÓN A LA EVOLUCIÓN DE LA DATA AMBIENTAL HISTÓRICA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS:

6.1.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 1: ANALIZAR LA VARIABILIDAD HISTÓRICA Y EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA TERRESTRE SUPERFICIAL Y PRECIPITACIONES EN VALDIVIA Y DEL CAUDAL DEL RÍO CRUCES

Antecedentes

La zona de Valdivia posee un clima templado lluvioso con influencia mediterránea; según Köppen en Koepppe & de Long (1958) del tipo Cfb (C=clima templado, f=húmedo, b=mes más cálido inferior a 20°C). Las precipitaciones fluctúan entre 1.800 y 2.500 mm al año, con importantes fluctuaciones interanuales y originadas por el paso de sistemas frontales sobre la zona (Dirección Meteorológica de Chile). Durante los meses de mayo a agosto precipita el 75% anual, siendo Junio y Julio los meses más lluviosos cuando las precipitaciones pueden superar los 400 mm de agua caída al mes. Los meses más secos son enero y febrero con precipitaciones inferiores a 60 mm. Para Valdivia se han registrado eventos máximos diarios superiores a 150 mm (Huber 1970). Debido a la alta pluviosidad de la zona, la humedad relativa promedio anual es del 80% (Dirección Meteorológica de Chile), aun cuando durante meses de invierno supera el 90%.

La temperatura promedio anual del aire bordea los 12°C. La oscilación promedio entre el mes más cálido y el más frío, es de aproximadamente 10°C. Enero y julio son los meses más cálidos y fríos respectivamente, con temperaturas promedio cercanas a los 17 y 7°C, respectivamente (Huber 1970). La temperatura máxima absoluta del aire es cercana a 35°C y la mínima a -4°C. Las heladas que se registran en la zona se producen principalmente durante noches despejadas.

En este Capítulo se analizan datos climatológicos e hidrológicos históricos disponibles para los últimos cincuenta años en el área donde se ubica el humedal del río Cruces y ríos tributarios.

Objetivos específicos

- Describir la variabilidad temporal en la temperatura mínima del aire y régimen de precipitaciones en la zona de Valdivia.
- Analizar la variabilidad temporal en el caudal del río Cruces.
- Realizar comparaciones temporales a escala decadal para evaluar eventuales patrones de cambio en temperatura mínima del aire, precipitaciones y caudal del río Cruces.
- Realizar comparaciones temporales para evaluar patrones de cambio en temperatura del aire, precipitaciones y caudal del río Cruces entre el año 2004 y periodos anteriores (1960, 1970, 1980, 1990, 2000) y posteriores (2010).
- Describir la relación de la variabilidad climática con procesos de escala hemisférica (eventos El Niño/La Niña).

Material y métodos

Se analizó el registro histórico de la temperatura del aire (°C) y precipitaciones (mm) (1960-2010) obtenido diariamente en la Estación Meteorológica del ex - Instituto de Geociencias, ubicada en el Campus Isla Teja de la Universidad Austral de Chile en Valdivia. Los datos que se analizaron de temperatura del aire son los valores mínimos a 5 cm sobre el nivel del suelo, ya que estas temperaturas son las que mejor representan la distribución temporal de los diferentes eventos de heladas en el área de Valdivia. Los datos analizados de caudales cubren el período 1969-2010 y fueron obtenidos en la estación hidrológica que la Dirección General de Aguas (DGA) tiene localizada en el río Cruces, sector Rucaco.

Se realizó un completo análisis de estadística descriptiva para resumir las fluctuaciones temporales de cada variable. Se usó la prueba de *t*-Student de una cola, para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los estadígrafos estimados a escala decadal y el correspondiente estadígrafo estimado para el 2004, año durante el cual ocurrieron cambios ambientales drásticos en el humedal del río Cruces. Se analiza además el histograma para cada variable a escala decadal, con el objetivo de explorar la frecuencia a la que ocurren los eventos de una determinada magnitud de cada variable. Finalmente, se evaluó la relación de la variabilidad climática registrada en la zona de Valdivia con eventos de escala hemisférica como el Índice Multivariado de ENSO (MEI). Los valores de este último se compilaron de la siguiente fuente: www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/.

Resultados

Temperatura del aire

La variabilidad histórica de las temperaturas mínimas registradas a 5 cm sobre el suelo en la zona de Valdivia es estable, con una media mínima de 4,6°C ($\pm 0,5$ DE), pero con importantes variaciones diarias, mensuales, estacionales, interanuales e inter decadales. La tendencia representada mediante una media móvil de 5 años resalta la disminución de la temperatura con valores mínimos (media anual) registrados en el año 1983, manteniéndose hasta inicios de la década del 2000, cuando se manifiesta un aumento sostenido hasta el año 2005, para decaer nuevamente en años recientes (Fig. 6.1.1).

Figura 6.1.1. Variabilidad temporal de temperatura media mínima anual registrada 5 cm sobre el suelo en la zona de Valdivia desde 1960 a 2010 (línea sólida) y tendencias observadas mediante un ajuste de media móvil cada 5 años (línea segmentada).

Como es de esperar, la variabilidad intra-anual de la temperatura media mínima mensual del aire muestra valores bajos durante los meses de invierno y más altos durante primavera - verano, patrón que se ha mantenido con tendencias similares en los últimos 50 años, pero con una importante disminución en el año 2010 (Fig. 6.1.2).

En general, el patrón de variación de la temperatura mínima está influenciado por los valores extremos negativos (mínimas absolutas) lo cual se refleja en una relación significativa entre la media mínima y mínima absoluta de cada año (Fig. 6.1.3).

Figura 6.1.2. Variabilidad mensual de la temperatura media mínima registrada a 5 cm sobre el suelo en la zona de Valdivia para diferentes años en el periodo 1960-2010.

Figura 6.1.3. Relación entre la temperatura media mínima anual y la mínima absoluta anual registrada a 5 cm sobre el suelo en la zona de Valdivia para el periodo 1970-2010.

La temperatura mínima del aire registrada a 5 cm sobre el suelo sigue una clara distribución normal con moda centrada en torno al promedio (3-6 °C) (Fig. 6.1.4). A pesar de una disminución sostenida de la temperatura media mínima hasta la década del 2000, este patrón de distribución se ha mantenido relativamente estable durante los últimos 50 años (Fig. 6.1.4). Sin embargo, la comparación de estas fluctuaciones con el patrón de variación de la temperatura mínima registrada durante el año 2004, muestra diferencias significativas al comparar dicho año con periodos previos y posteriores al mismo. En general, el año 2004, fue un año cuyas temperaturas mínimas fueron más altas que las observadas en el resto de años considerados durante el periodo 1960- 2010 (Tabla 6.1.1).

Figura 6.1.4. Distribución de frecuencias de la temperatura del aire registrada a 5 cm sobre el suelo en la zona de Valdivia para diferentes años durante el periodo 1960-2010.

Tabla 6.1.1. Comparaciones pareadas (prueba de t) de la temperatura mínima del aire (5 cm sobre el suelo) registrada el año 2004 vs. años anteriores y posteriores al mismo. En negrillas se presentan las diferencias significativas entre años comparados.

Comparación Año - 2004	N	Diferencia Prom. ± SD	Int. Confianza 95%	T- test Pareado; Valor de P
1960 - 2004	366	-0,95 ± 5,1	(-1,48 – -0,41)	t = -3,51; P = 0,0010
1970 - 2004	365	-0,60 ± 5,41	(-1,16 – -0,04)	t = -2,12; P = 0,0035
1980 - 2004	366	-1,09 ± 5,28	(-1,64 – -0,55)	t = -3,95; P < 0,0001
1990 - 2004	365	-1,77 ± 5,42	(-2,33 – -1,22)	t = -6,26; P < 0,0001
2000 - 2004	364	-1,23 ± 5,31	(-1,78 – -0,68)	t = -4,42; P < 0,0001
2010 - 2004	365	-2,42 ± 4,94	(-2,94 – -1,92)	t = -9,39; P < 0,0001

Precipitaciones

La variabilidad histórica de las precipitaciones registrada en la zona de Valdivia es relativamente estable (Fig. 6.1.5) con un promedio de 6,2 mm ($\pm 5,1$ DE), pero con importantes variaciones interanuales. La representación de las mismas mediante una media móvil de cinco años permite resaltar una disminución hasta mediados de los años setenta y luego desde mediados de los ochenta hasta iniciada la década del 90.

Desde finales de la década de los noventa y hasta el año 2006, se observa un aumento en las precipitaciones promedio; en los últimos años la tendencia es hacia la disminución de las precipitaciones (Fig. 6.1.5). A pesar de estas variaciones interanuales, las precipitaciones siguen el patrón descrito para la zona: máximos de precipitaciones en los meses de inviernos y menores en primavera - verano, lo cual se ha mantenido con tendencias similares en los últimos 50 años (Fig. 6.1.6).

Figura 6.1.5. Variabilidad temporal del promedio anual de las precipitaciones en la zona de Valdivia desde 1960 a 2010 (línea sólida) y tendencias observadas mediante un ajuste de media móvil cada 5 años (línea segmentada).

Figura 6.1.6. Variabilidad mensual de las precipitaciones promedio registradas para diferentes años durante el periodo 1960-2010.

Los promedios anuales de las precipitaciones están asociados directamente a los valores máximos registrados cada año (Fig. 6.1.7a); el total anual de precipitaciones se asocia a estos valores de precipitaciones máximas (Fig. 6.1.7b).

Figura 6.1.7. Relación entre las precipitaciones promedio, máximos anuales y totales estimados a escala anual para el periodo 1960-2010.

La importancia de los valores máximos de precipitación sobre los patrones de variabilidad histórica, se deben a que las frecuencias de las precipitaciones no siguen una distribución normal sino sesgada hacia la derecha y caracterizada por la dominancia de eventos de baja magnitud y una menor frecuencia de los eventos máximos (Fig. 6.1.8).

Este patrón de distribución de la magnitud de las precipitaciones se ha mantenido estable durante las últimas cinco décadas. La comparación de estas fluctuaciones con el patrón de variación anual registrado durante el año 2004, no detectó diferencias significativas entre ese año vs. períodos previos y posteriores al mismo (Tabla 6.1.2).

Figura 6.1.8. Distribución de frecuencias de las precipitaciones en Valdivia para un subconjunto de años seleccionados entre 1960 y 2010.

Tabla 6.1.2 Comparaciones pareadas (prueba de t) entre las precipitaciones registradas el año 2004 vs. años anteriores y posteriores al mismo.

Comparación Año - 2004	N	Diferencia Prom. \pm SD	Int. Confianza 95%	T- test Pareado; Valor de P	
1960 - 2004	366	-1,36 \pm 19,34	(-3,35 - 0,62)	t = -1,35	P = 0,178
1970 - 2004	365	-0,51 \pm 17,85	(-2,35 - 1,32)	t = -0,55	P = 0,582
1980 - 2004	366	0,76 \pm 20,80	(-1,38 - 2,89)	t = 0,70	P = 0,487
1990 - 2004	365	-0,75 \pm 19,70	(-2,78 - 1,28)	t = -0,73	P = 0,466
2000 - 2004	366	0,68 \pm 20,67	(-1,44 - 2,81)	t = 0,63	P = 0,527
2010 - 2004	365	-1,09 \pm 17,80	(-2,93 - 0,73)	t = -1,18	P = -0,239

Caudal hídrico

La variabilidad histórica del caudal del río Cruces presenta un promedio de 88,8 m³/s ($\pm 24,6$ DE), con importantes variaciones interanuales (Fig. 6.1.9). Estas variaciones se caracterizan por una tendencia a la baja hasta inicio de la década del noventa, para pasar a un periodo fluctuante con alzas y bajas a mediados de las dos últimas décadas (Fig. 6.1.9).

A pesar de estas variaciones interanuales, el caudal sigue el patrón descrito para las precipitaciones de la zona: máximos durante los meses de inviernos y mínimos en primavera verano, lo cual se ha mantenido con tendencias similares en los últimos 40 años (Fig. 6.1.10).

Figura 6.1.9. Variabilidad temporal del promedio anual registrado en el caudal del río Cruces desde 1970 a 2010 (línea sólida) y tendencia observada mediante un ajuste de media móvil cada cinco años (línea segmentada).

Figura 6.1.10. Variabilidad del promedio mensual del caudal del río Cruces para diferentes años durante el periodo 1970-2010.

La estrecha relación entre el caudal del río Cruces y las precipitaciones (Fig. 6.1.11) implica que ambos procesos tienen similar distribución de frecuencias, caracterizada por la dominancia de eventos de baja magnitud y una menor frecuencia de los eventos máximos (Fig. 6.1.12).

El patrón de distribución de la magnitud de los caudales del río Cruces se ha mantenido estable durante las últimas cinco décadas. Sin embargo, la comparación de estas fluctuaciones con el patrón de variación anual registrado durante el año 2004, muestra diferencias significativas con periodos previos y posteriores a ese año (Tabla 6.1.3). Estas diferencias se refieren a una significativa disminución del caudal del río Cruces durante el año 2004 respecto a 1970 y 1980 y una disminución significativa del caudal registrada durante el año 2010 con respecto al año 2004 (Tabla 6.1.3). Esto refuerza la hipótesis de una disminución gradual del caudal del río Cruces y otros ríos del sur de Chile, durante las últimas décadas.

Figura 6.1.11. Relación entre las precipitaciones (total anual) y caudal promedio del río Cruces estimada a escala anual para el periodo 1970-2010.

Figura 6.1.12. Distribución de frecuencias del caudal del río Cruces para un subconjunto de años seleccionados entre 1970 y 2010.

Tabla 6.1.3. Comparaciones pareadas (prueba de t) entre el caudal del río Cruces registrado el año 2004 vs. años anteriores y posteriores al mismo. Se presentan en negrilla las diferencias significativas entre los años comparados.

Comparación Año - 2004	N	Diferencia Prom. \pm SD	Int. Confianza 95%	T- test; Valor de P	
1970 - 2004	365	16,86 \pm 104,22	(6,13 - 1,32)	t = 3,09	P = 0,002
1980 - 2004	366	35,28 \pm 137,62	(21,14 - 49,43)	t = 4,91	P < 0,0001
1990 - 2004	365	3,87 \pm 91,96	(-5,59 - 13,34)	t = 0,81	P = 0,421
2000 - 2004	366	8,86 \pm 95,30	(-0,93 -18,66)	t = 1,78	P = 0,076
2010 - 2004	365	-25,48 \pm 69,46	(-32,64 - 18,33)	t = -7,00	P < 0,0001

Temperatura del aire, precipitaciones, caudal hídrico y eventos de mayor escala

Los parámetros relevantes de la variabilidad climática en el área de Valdivia y el río Cruces, parecieran no responder al forzamiento climático de mayor escala como son los eventos ENSO (Fig. 6.1.13). En general, y en base a un análisis preliminar, es posible sostener que las variaciones en precipitaciones, caudales y temperatura media mínima, no se asocian ni al registro de anomalías de temperatura ni al índice multivariado de ENSO, ya que con excepción de la relación significativa entre MEI (Multivariate Enso Index) y el caudal máximo del río Cruces (r – Pearson = 0,34; p = 0,028), el resto de variables climáticas no se asocian significativamente a los índices analizados.

Figura 6.1.13. Relación entre variables climáticas extremas de precipitaciones, caudales y temperatura con índices ENSO (anomalías = SST ENSO), MEI = Multivariate ENSO index.

Conclusiones

Los resultados de este estudio concuerdan con lo registrado recientemente acerca de la variabilidad de las precipitaciones para el centro y sur de Chile y que en términos históricos, se ha caracterizado por una tendencia positiva (mayores precipitaciones) hasta mediados de los años 70 y por una disminución progresiva hasta el presente (CONAMA 2006). En el caso de la variabilidad histórica de la temperatura mínima del aire, el mismo estudio indica que estas se han mantenido estables durante las décadas más recientes, con leve aumento decadal en la zona centro-sur de Chile.

Sin embargo, las tendencias resultantes son negativas cuando se analiza por separado la variabilidad histórica de la temperatura mínima durante los periodos 1961-76 y 1977-2004 (CONAMA 2006). Los resultados de dicho estudio, sugieren que los cambios del régimen de precipitaciones en la zona centro sur de Chile, se traducirían en disminuciones de caudales y cantidades de nieve acumulada.

En función de lo anterior, se concluye que:

- La temperatura media mínima del aire registrada a cinco cm sobre el suelo presenta una importante variabilidad inter-decadal durante el período de estudio. Esta variabilidad está caracterizada por un descenso de las temperaturas desde la década del 60 hasta el año 2000, cuando comienza a aumentar la temperatura mínima para disminuir nuevamente hacia fines de la década.
- Durante el período 1960- 2010, se observa un patrón estable de las precipitaciones registradas en la zona de Valdivia, pero con una tendencia a la disminución hasta inicios de la década del año 2000 cuando se manifiesta un aumento en las precipitaciones
- Durante el período 1970- 2010, se observa un patrón estable del caudal asociado al río Cruces, pero con una tendencia a la disminución hasta inicios de la década del año 2000 cuando se manifiesta un aumento en el caudal, lo cual se corresponde con el aumento en las precipitaciones registrado a mediados de dicha década
- Con excepción del caudal máximo anual registrado en el río Cruces, estas tendencias no se asocian a los índices de procesos climáticos de mayor escala (ENSO).
- Los patrones de variación registrados durante el año 2004, se ajustan a lo esperado dado el estable pero sostenido descenso de las precipitaciones, caudales y temperaturas registradas en la zona de Valdivia para las 4 últimas décadas.

Referencias

CONAMA (2006). Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI. Available at: www.dgf.uchile.cl/rene/PUBS/articles-39442_pdf_Estudio_texto.pdf

Huber, A. (1970). Diez años de observaciones climatológicas en la Estación Teja-Valdivia (Chile) 1960-1969. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas 46 p.

Koeppe, C. & de Long, G. (1958). Weather and Climate. McGraw-Hill Company, Inc. New York, Toronto, London. 341 p.

Lagos, N.A., Paolini, P., Jaramillo, E., Lovengreen, C., Contreras, H. & Duarte, C. (2008a). Environmental processes, water quality and decline of water bird populations in the Río Cruces Ramsar wetland. Wetlands 28: 938–950.

6.1.2) OBJETIVO ESPECÍFICO 2: ANALIZAR LA VARIABILIDAD HISTÓRICA Y EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Una de las principales conclusiones del estudio realizado por la UACH durante los años 2004 y 2005, se refiere a cambios en calidad de agua en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. En la conclusión 35 del Informe Final del Estudio “Recopilación y Análisis de Información en Apoyo para la Elaboración de Anteproyecto de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental, para la Protección de las aguas de la Cuenca del Río Valdivia” se escribe: “Basado en los muestreos realizados por la UACH y en los datos entregados por CELCO en sus informes periódicos de monitoreos ambientales (disponibles en la página WEB del SEA), se concluye que han habido cambios significativos en la calidad del agua del río Cruces, después del inicio de la operación de la Planta Valdivia.”

De ahí entonces que uno de los aspectos fundamentales de este estudio sea evaluar la calidad actual de agua en el área del humedal del río Cruces y ríos tributarios o adyacentes al mismo. En este Capítulo se analizan datos históricos recopilados entre los años 2006 y 2013, incluyendo aquellos obtenidos por los propios investigadores de este estudio y por medio de los monitoreos periódicos que la empresa CELCO realiza en el río Cruces.

Objetivos específicos

- Evaluar la calidad de agua (temperatura, conductividad, pH, sólidos suspendidos y disueltos, sulfatos, hierro, aluminio y manganeso) en la porción superior del río Cruces, mediante análisis de datos recolectados por investigadores de la UACH en los sectores Ciruelos y Rucaco.

- Evaluar la calidad de agua (sólidos suspendidos y disueltos, hierro, aluminio, manganeso, cloratos y sulfatos) en la porción superior y media del río Cruces, por medio de análisis de datos recolectados por CELCO en los sectores Ciruelos, Rucaco y Fuerte San Luis de Alba.
- Evaluar la calidad de agua (temperatura, conductividad, pH, sólidos suspendidos, sulfatos, hierro, aluminio y manganeso) en la porción inferior del río Cruces, mediante análisis basados en datos recolectados por investigadores de la UACH en los sectores San Ramón, confluencia río Cruces & canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle.

6.1.2.1) PORCIÓN SUPERIOR DEL RÍO CRUCES (FUENTE DE DATOS: UACH)

Material y métodos

Durante el periodo abril 2006 - enero 2013, se analizó la variabilidad temporal de la conductividad, pH y concentración de sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales y sulfatos en aguas de la porción superior del río Cruces (Fig. 6.1.14). La variabilidad de la temperatura del agua fue estudiada durante el periodo diciembre 2007 - enero 2013 y la de metales pesados (hierro, aluminio y manganeso), suspendidos y disueltos, durante los años 2006 y 2013. La recolección de los datos *in situ* y de las muestras de agua además de los análisis se realizó mediante procedimientos estándares (APHA 2005). La Figura 6.1.14 muestra la ubicación de las estaciones de muestreo, Ciruelos y Rucaco separadas entre sí por aproximadamente dos kilómetros.

Se calculó la carga (ton/día) de sólidos suspendidos totales y de sulfatos en función del caudal del Río Cruces (fuente: DGA Valdivia). Para evaluar eventuales diferencias de las características del agua entre ambas estaciones, se realizaron análisis de varianza de una vía (ANDEVA; Zar 1999). Previamente a ello, se

transformaron los datos con la expresión $\log(x+1)$ con el objetivo de cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Para probar estos supuestos, se utilizó las pruebas de Shapiro-Wilk y Bartlett, respectivamente (Zar 1999). Cuando los datos no cumplieron con los supuestos del ANDEVA (a pesar de ser transformados), las eventuales diferencias entre sectores se analizaron con la prueba estadística no paramétrica de U de Mann-Whitney (Zar 1999). Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico Statistica v7.

Figura 6.1.14. Ubicación de los sectores Ciruelos y Rucaco en la porción superior del río Cruces.

Resultados

Temperatura

Durante todo el período de estudio, el agua del río Cruces en el sector Rucaco mostró temperaturas más altas que el agua del sector Ciruelos (Fig. 6.1.15). En promedio, la temperatura en el sector Rucaco ($15,4^{\circ}\text{C} \pm 4,3$) fue $0,7^{\circ}\text{C}$ más alta que en Ciruelos ($14,7^{\circ}\text{C} \pm 4,8$) (Fig. 6.1.15, Tabla 6.1.4). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre los promedios de ambos sectores (resultados de ANDEVA; $F=0,278$, $P=0,600$).

Conductividad

Los valores de conductividad fueron mayores en el agua del sector Rucaco (Fig. 6.1.16, Tabla 6.1.4). En promedio, la conductividad del agua de este sector ($83,1 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 52,9$) fue el doble más alta que en el agua del sector Ciruelos ($40,9 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 9,2$); *i.e.* los promedios de conductividad del agua en Ciruelos y Rucaco difirieron significativamente (resultados de la prueba de Mann Whitney; $U=564,0$, $P<0,001$).

El agua en Rucaco mostró valores de conductividad que oscilaron entre $26,5 - 298,0 \mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que los valores del agua en Ciruelos variaron entre $23,3 - 62,9 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 6.1.4). Se observó variación estacional con los valores más altos durante los meses estivales (abril a noviembre) y los menores durante los meses invernales y principios de primavera (mayo a octubre). Esta variabilidad fue mayor en el agua del sector Rucaco (Fig. 6.1.16).

pH

El pH del agua en los sectores Ciruelos y Rucaco, presentó variación similar a través del período de estudio (Fig. 6.1.17) (valor promedio = $7,2$, Tabla 6.1.4); *i.e.*

no se detectaron diferencias significativas entre ambos sectores (resultados de ANDEVA; $F=0,11$, $P=0,742$).

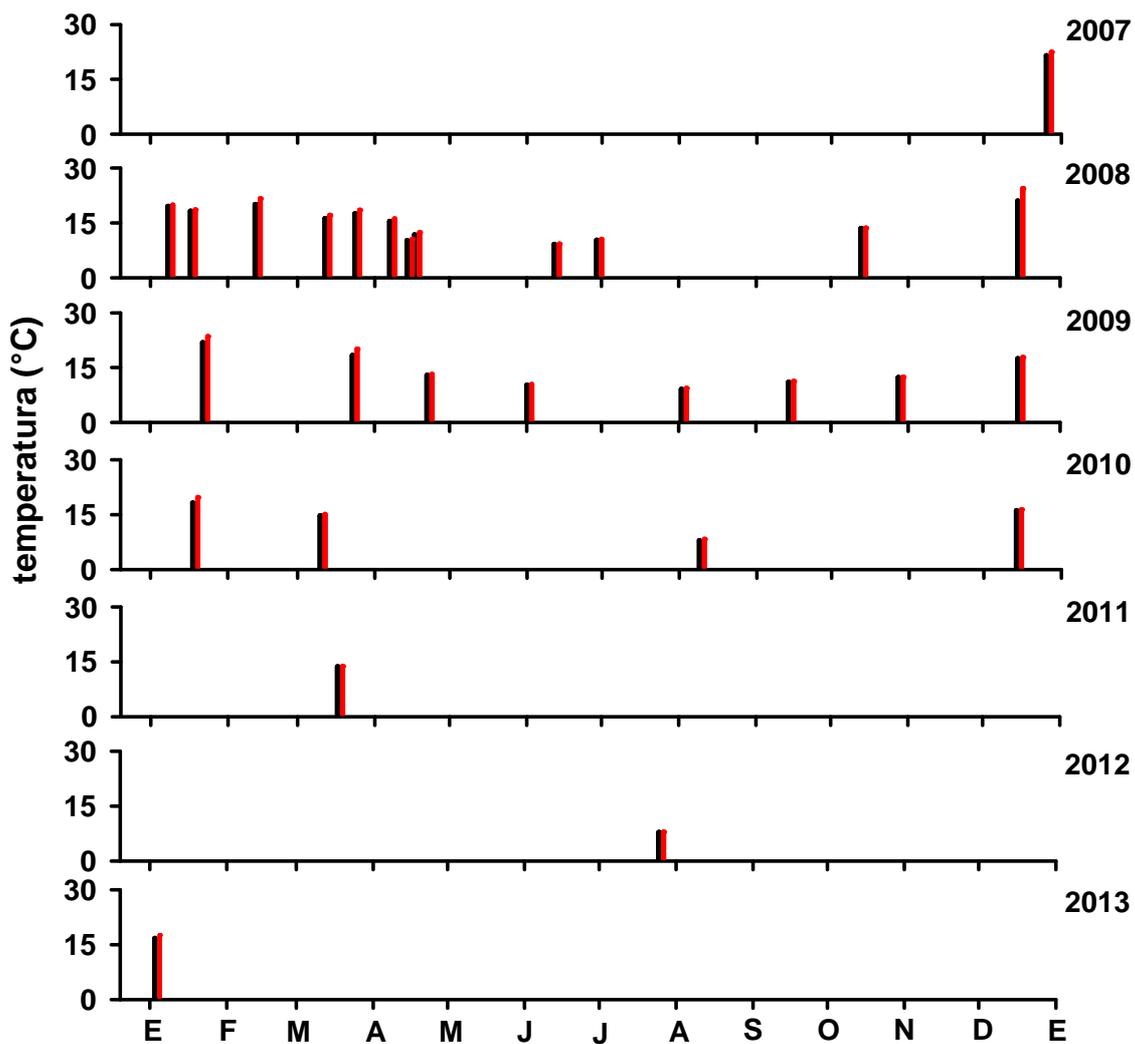


Figura 6.1.15. Variabilidad temporal de la temperatura del agua en la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

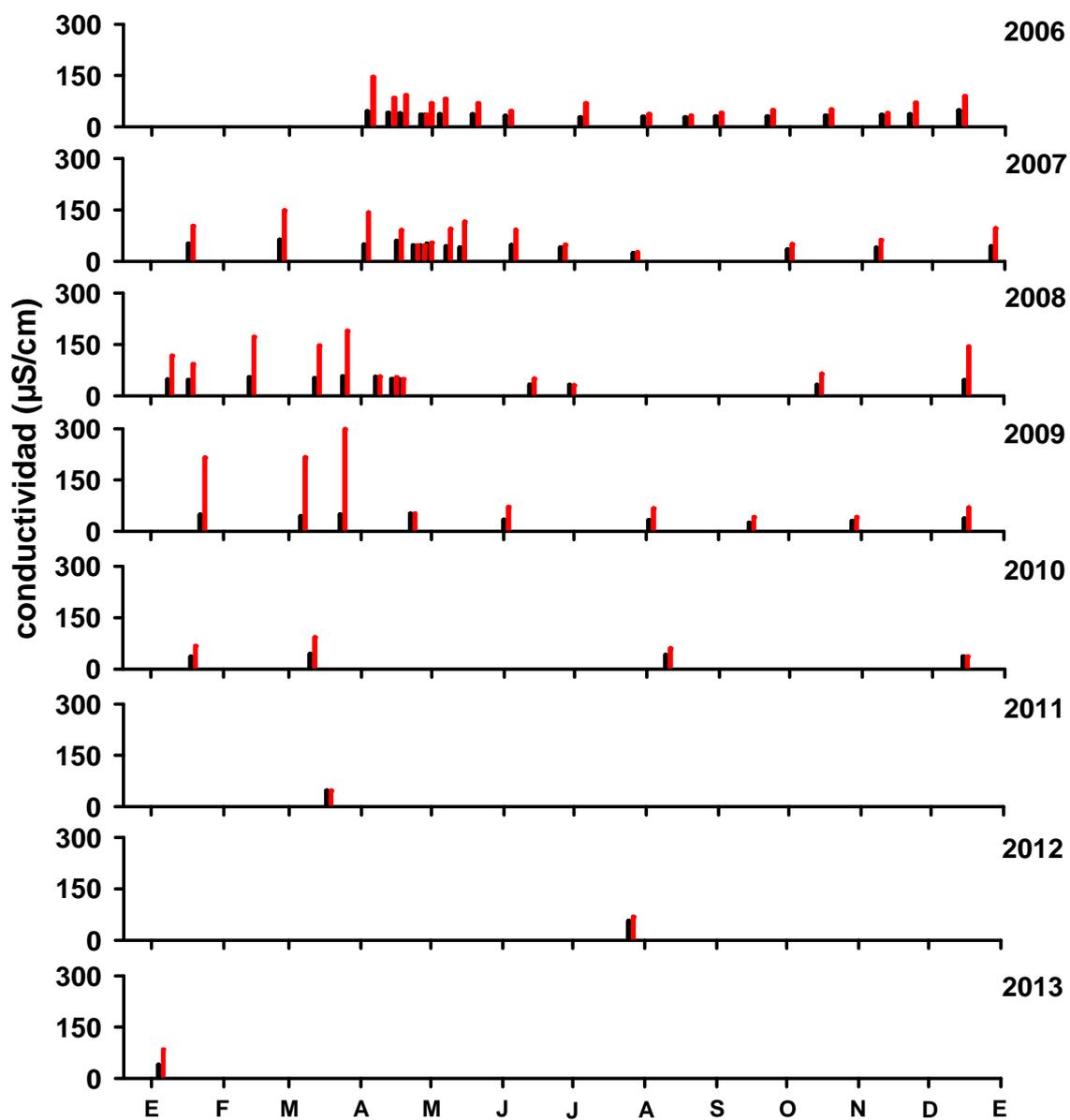


Figura 6.1.16. Variabilidad temporal de la conductividad del agua en la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

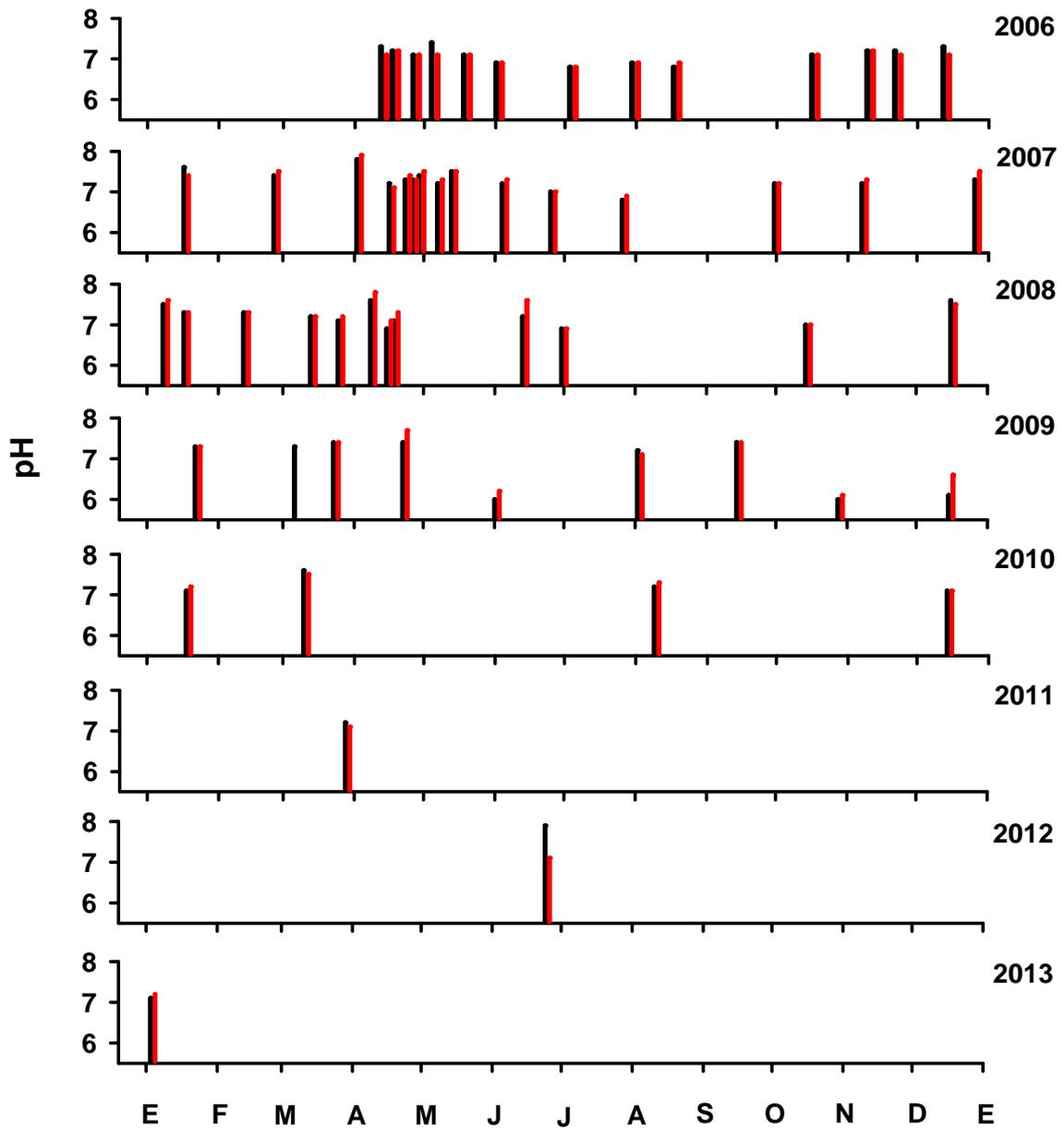


Figura 6.1.17. Variabilidad temporal del pH del agua de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

Tabla 6.1.4. Variabilidad temporal de la temperatura, conductividad y pH en aguas de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos y Rucaco. sd = sin datos.

	temperatura		conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		pH	
	Ciruelos	Rucaco	Ciruelos	Rucaco	Ciruelos	Rucaco
2006						
04-abr	sd	sd	44,7	145,1	sd	sd
13-abr	sd	sd	39,8	83,6	7,3	7,1
18-abr	sd	sd	38,7	92,0	7,2	7,2
27-abr	sd	sd	34,7	34,9	7,1	7,1
29-abr	sd	sd	35,2	67,8	sd	sd
05-may	sd	sd	35,9	81,4	7,4	7,1
19-may	sd	sd	35,5	68,1	7,1	7,1
02-jun	sd	sd	31,1	45,7	6,9	6,9
04-jul	sd	sd	27,3	67,8	6,8	6,8
31-jul	sd	sd	28,8	36,2	6,9	6,9
18-ago	sd	sd	26,9	31,9	6,8	6,9
31-ago	sd	sd	29,8	40,1	sd	sd
22-sep	sd	sd	30,0	48,0	sd	sd
17-oct	sd	sd	32,0	50,0	7,1	7,1
10-nov	sd	sd	34,0	39,0	7,2	7,2
22-nov	sd	sd	35,6	70,1	7,2	7,1
13-dic	sd	sd	47,1	88,9	7,3	7,1
2007						
18-ene	sd	sd	51,3	103,3	7,6	7,4
26-feb	sd	sd	62,9	148,1	7,4	7,5
03-abr	sd	sd	48,7	141,9	7,8	7,9
17-abr	sd	sd	59,5	90,7	7,2	7,1
24-abr	sd	sd	46,5	46,3	7,3	7,4
27-abr	sd	sd	46,6	46,6	7,3	7,3
30-abr	sd	sd	51,8	53,9	7,4	7,5
08-may	sd	sd	43,8	94,5	7,2	7,3
14-may	sd	sd	40,4	115,3	7,5	7,5
05-jun	sd	sd	46,8	92,1	7,2	7,3
26-jun	sd	sd	40,1	48,0	7,0	7,0
27-jul	sd	sd	23,3	26,5	6,8	6,9
01-oct	sd	sd	33,8	49,5	7,2	7,2
08-nov	sd	sd	39,2	61,8	7,2	7,3
27-dic	21,5	22,4	44,0	96,0	7,3	7,5
2008						
09-ene	19,5	19,9	46,8	116,6	7,5	7,6
18-ene	18,2	18,6	45,6	92,1	7,3	7,3
13-feb	20,1	21,6	54,1	171,7	7,3	7,3
13-mar	16,2	17,1	51,0	146,5	7,2	7,2
25-mar	17,5	18,5	56,7	189,4	7,1	7,2

Continuación **Tabla 6.1.4**

08-abr	15,4	16,1	55,0	55,3	7,6	7,8
15-abr	10,2	10,5	48,7	53,6	6,9	7,1
18-abr	11,8	12,4	48,4	48,5	7,1	7,3
13-jun	9,1	9,2	32,0	49,5	7,2	7,6
30-jun	10,3	10,5	31,0	30,0	6,9	6,9
14-oct	13,5	13,6	31,0	63,0	7,0	7,0
16-dic	21,0	24,4	45,4	144,0	7,6	7,5
2009						
23-ene	21,9	23,5	47,8	215,0	7,3	7,3
07-mar	sd	sd	43,6	215,6	7,3	Sd
24-mar	18,4	20,1	49,4	298,0	7,4	7,4
23-abr	13,0	13,2	50,7	51,5	7,4	7,7
02-jun	10,2	10,4	33,5	71,1	6,0	6,2
03-ago	9,1	9,4	32,4	66,6	7,2	7,1
15-sep	11,0	11,3	24,9	41,2	7,4	7,4
29-oct	12,3	12,4	29,7	41,6	6,0	6,1
16-dic	17,5	17,8	36,7	68,8	6,1	6,6
2010						
19-ene	18,2	19,7	35,5	66,5	7,1	7,2
11-mar	14,7	15,1	43,5	91,8	7,6	7,5
10-ago	7,9	8,3	40,5	60,0	7,2	7,3
15-dic	16,1	16,4	36,2	36,1	7,1	7,1
2011						
18-mar	13,6	13,7	46,2	46,2	7,2	7,1
2012						
25-jul	7,8	7,9	55,3	67,3	7,9	7,1
2013						
04-ene	16,7	17,6	39,0	84,7	7,1	7,2
<i>n</i>	28	28	60	60	56	56
<i>promedio</i>	14,7	15,4	40,9	83,1	7,2	7,2
<i>máximo</i>	21,9	24,4	62,9	298,0	7,9	7,9
<i>mínimo</i>	7,8	7,9	23,3	26,5	6,0	6,1
<i>rango</i>	14,1	16,5	39,6	271,5	1,9	1,8

No se observaron diferencias notorias entre las concentraciones de sólidos suspendidos totales entre los sectores de Ciruelos y Rucaco (Fig. 6.1.18, Tabla 6.1.5). La concentración promedio en el agua del sector Ciruelos fue 4,8 mg/L (\pm 3,8) con variaciones comprendidas entre 1,3 y 23,8 mg/L, mientras que la del sector Rucaco fue 4,6 mg/L (\pm 3,5) variando entre 1,4 y 21,5 mg/L (Tabla 6.1.5). Por lo tanto, las concentraciones promedio en el agua no difirieron significativamente entre sí (resultados de ANDEVA; $F=0,05$, $P=0,821$).

La concentración de sólidos suspendidos totales en el agua de ambos sectores se caracterizó por una variación estacional similar, con valores más altos durante los meses invernales y más bajos durante los meses estivales (Fig. 6.1.19). Las estimaciones de cargas muestran valores de hasta aproximadamente 200 ton/día durante esos meses de invierno (Fig. 6.1.19).

Concentración de sólidos disueltos totales

Las concentraciones de sólidos disueltos totales en el agua fueron más altas en el sector Rucaco (Fig. 6.1.20, Tabla 6.1.5). El valor promedio en este sector ($56,4 \pm 41,7$ mg/L) fue 1,6 veces más alto que el del agua del sector Ciruelos ($35,5 \pm 27,0$ mg/L). Por lo tanto, los promedios en las concentraciones de sólidos disueltos en el agua de ambos sectores difirieron significativamente entre sí (resultados de ANDEVA; $F=16,95$, $P<0,001$). Las concentraciones de sólidos disueltos totales en el agua del sector Rucaco oscilaron entre 16,0 y 202,0 mg/L, mientras que las variaciones en el agua del sector Ciruelos estuvieron comprendidas entre 14,0 y 166,0 mg/L (Tabla 6.1.5).

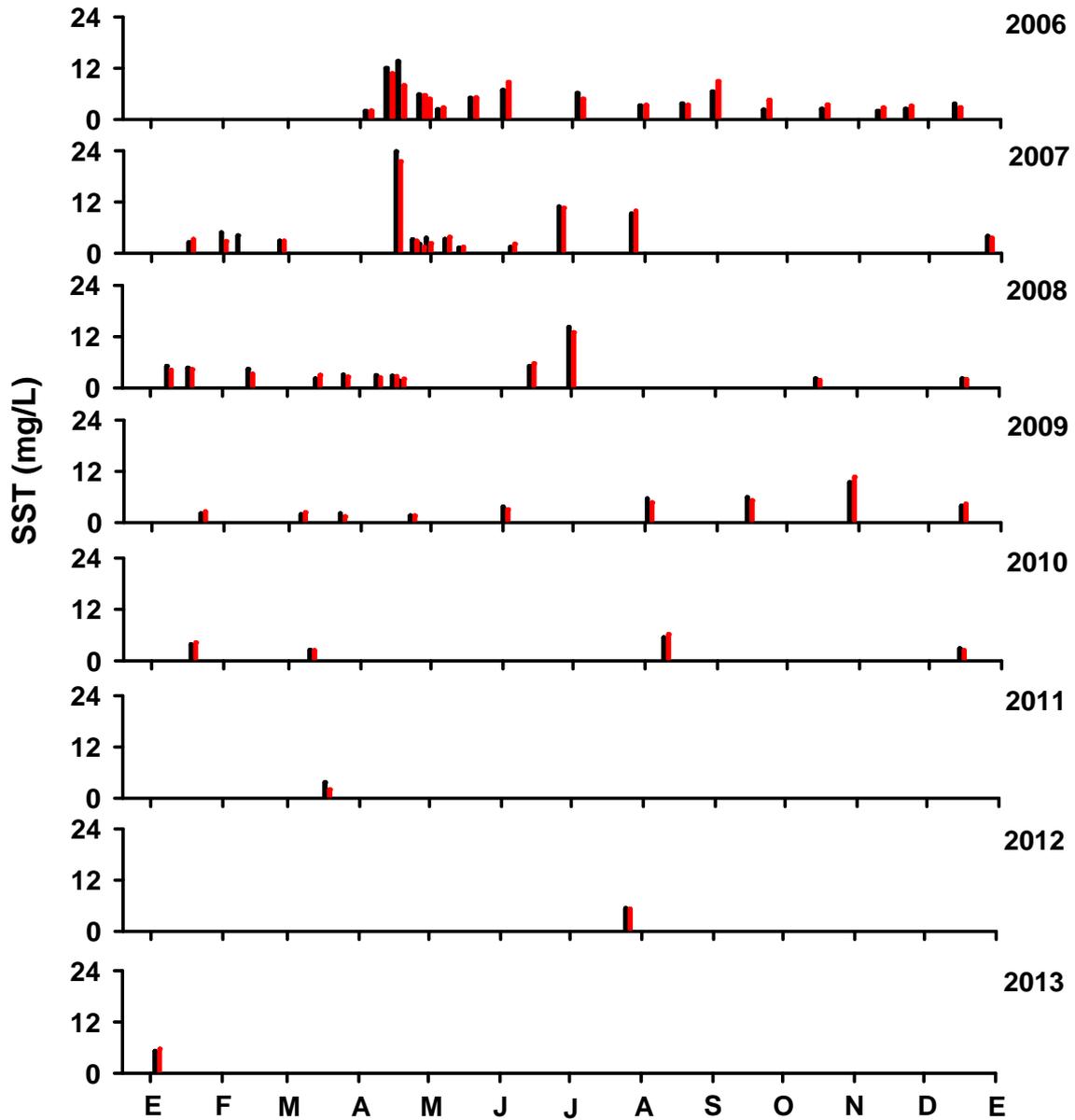


Figura 6.1.18. Variabilidad temporal de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

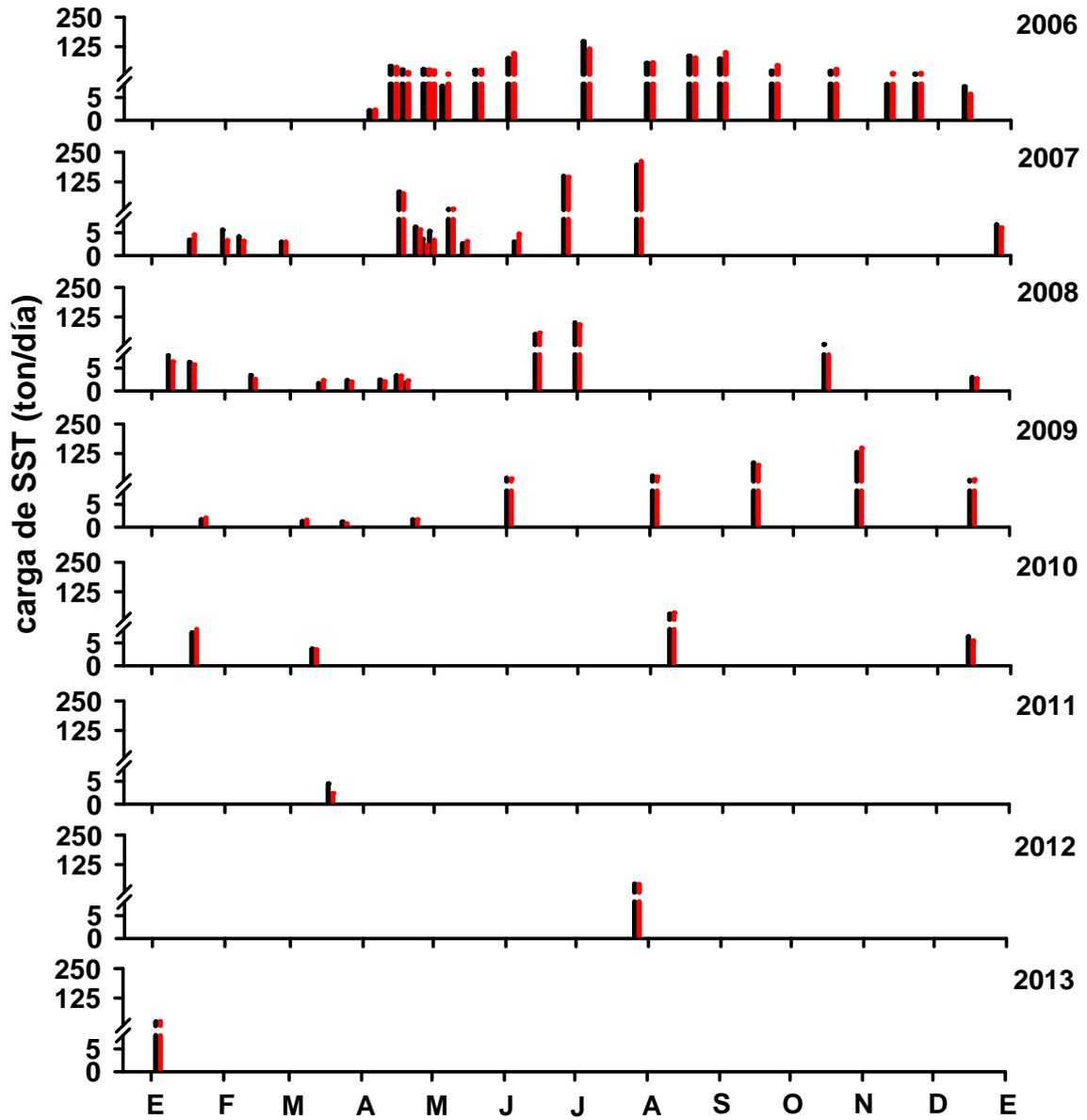


Figura 6.1.19. Variabilidad temporal de la carga de sólidos suspendidos totales en el agua de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

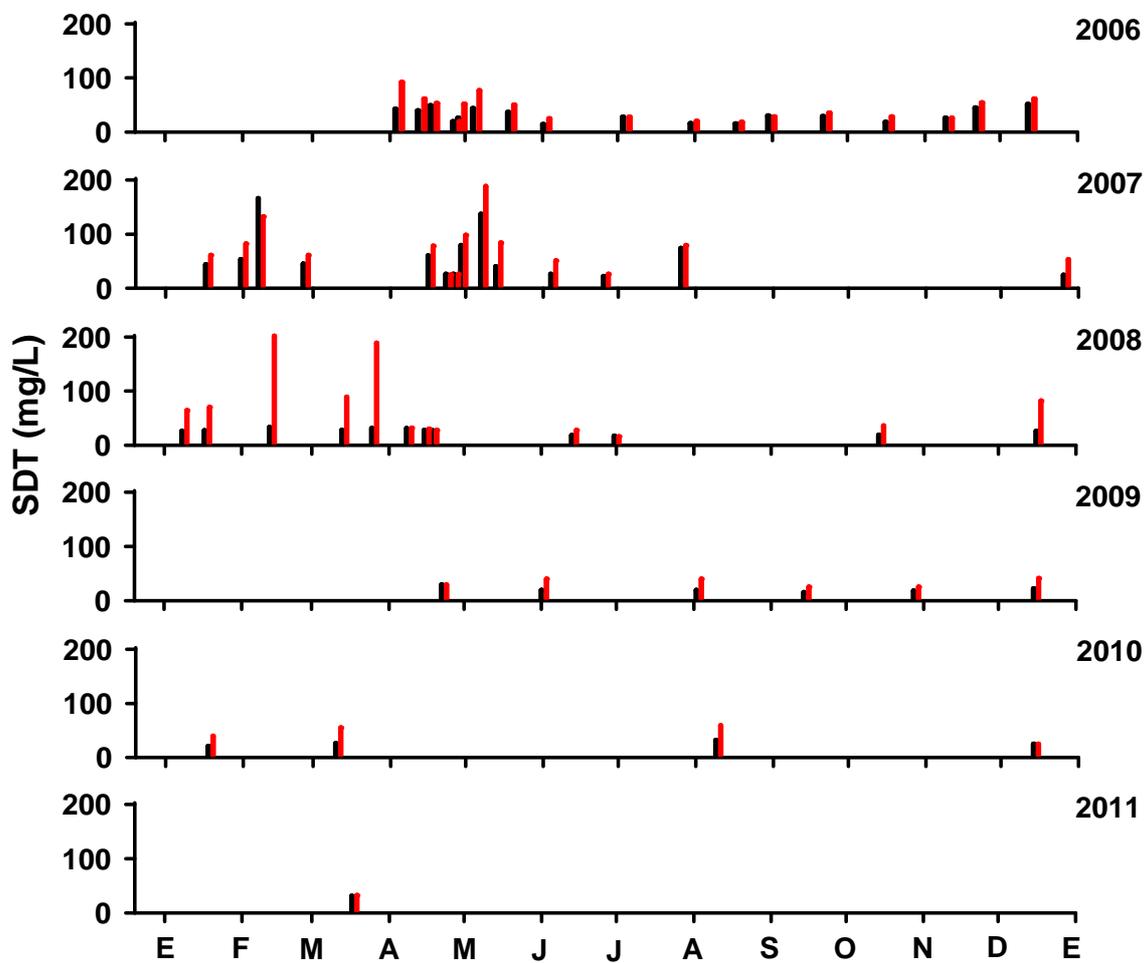


Figura 6.1.20. Variabilidad temporal de los sólidos disueltos totales (SDT) en el agua de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

Tabla 6.1.5. Variabilidad temporal de la concentración de sólidos suspendidos y disueltos totales en aguas de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos y Rucaco. sd = sin datos.

	sólidos suspendidos (mg/L)		sólidos disueltos (mg/L)	
	Ciruelos	Rucaco	Ciruelos	Rucaco
2006				
04-abr	1,9	2,0	42,0	92,0
13-abr	12,0	10,7	39,3	61,3
18-abr	13,6	7,9	48,7	52,7
27-abr	5,8	5,6	19,0	19,0
29-abr	5,3	4,8	26,0	52,0
05-may	2,3	2,7	43,3	76,7
19-may	5,0	5,1	36,7	50,0
02-jun	6,8	8,7	14,0	24,7
04-jul	6,1	4,8	27,3	27,3
31-jul	3,2	3,3	16,0	20,0
18-ago	3,7	3,3	15,0	18,0
31-ago	6,5	8,9	30,0	28,0
22-sep	2,2	4,5	29,0	35,0
17-oct	2,4	3,4	18,0	28,0
10-nov	1,9	2,7	26,0	26,0
22-nov	2,4	3,1	45,0	54,0
13-dic	3,6	2,8	51,0	61,0
2007				
18-ene	2,5	3,3	44,0	61,0
01-feb	4,8	2,8	53,0	82,0
08-feb	4,1	3,1	166,0	132,0
26-feb	2,9	2,9	45,0	61,0
17-abr	23,8	21,5	60,0	78,0
24-abr	3,2	2,9	26,0	25,0
27-abr	2,2	1,4	26,0	26,0
30-abr	3,6	2,3	79,0	98,0
08-may	3,3	3,8	137,0	188,0
14-may	1,3	1,5	40,0	84,0
05-jun	1,4	2,2	26,0	51,0
26-jun	10,9	10,6	22,0	26,0
27-jul	9,2	9,9	74,0	79,0
27-dic	4,0	3,6	24,0	53,0
2008				
09-ene	5,1	4,2	26,0	64,0
18-ene	4,7	4,3	27,0	70,0
13-feb	4,4	3,3	33,0	202,0
13-mar	2,2	3,0	28,0	89,0
25-mar	3,1	2,6	31,0	189,0
08-abr	2,9	2,4	31,0	32,0

Continuación **Tabla 6.1.5**

15-abr	2,8	2,7	28,0	30,0
18-abr	1,7	2,1	28,0	28,0
13-jun	5,1	5,7	18,0	28,0
30-jun	14,2	13,0	17,0	16,0
14-oct	2,2	1,8	19,0	36,0
16-dic	2,2	2,0	26,0	82,0
2009				
23-ene	2,1	2,6	sd	sd
07-mar	1,9	2,4	sd	sd
24-mar	2,1	1,4	sd	sd
23-abr	1,6	1,6	29,0	29,0
02-jun	3,7	3,1	19,0	40,0
03-ago	5,6	4,7	19,0	40,0
15-sep	5,9	5,2	15,0	25,0
29-oct	9,4	10,7	18,0	25,0
16-dic	3,9	4,4	22,0	41,0
2010				
19-ene	3,8	4,2	21,0	40,0
11-mar	2,5	2,4	26,0	55,0
10-ago	5,4	6,2	32,0	59,0
15-dic	2,8	2,4	25,0	25,0
2011				
18-mar	3,7	2,0	31,0	32,0
2012				
25-jul	5,4	5,2	sd	sd
2013				
04-ene	5,2	5,7	sd	sd
<i>n</i>	59	59	55	55
<i>promedio</i>	4,8	4,6	35,5	56,4
<i>máximo</i>	23,8	21,5	166	202
<i>mínimo</i>	1,3	1,4	14	16
<i>rango</i>	22,5	20,1	152	186

Sulfatos

Las concentraciones de sulfatos en el agua fueron mayores en el sector Rucaco (Fig. 6.1.21, Tabla 6.1.6), con un promedio de 10,1 mg/L (\pm 13,1 mg/L). Este valor fue 5,3 veces más alto que el promedio de la concentración de sulfato estimado para el agua del sector Ciruelos (1,9 \pm 1,1 mg/L). Los niveles de sulfatos en el agua de ambos sectores difirieron de forma estadísticamente significativa (resultados de la prueba de Mann Whitney; $U=701,5$, $P<0,001$). Las concentraciones de sulfatos en el agua del sector Rucaco oscilaron entre 0,8 y 63,8 mg/L, a la vez que la variación en el sector Ciruelos fue 0,3-5,8 mg/L (Tabla 6.1.6).

Las cargas más altas de sulfatos en el agua (hasta aproximadamente 100-160 ton/día en Rucaco vs. 60-80 ton/día en Ciruelos, Fig. 6.1.22) se estimaron, en general, durante los meses estivales, lo que fue coincidente con el período de menor caudal del río Cruces.

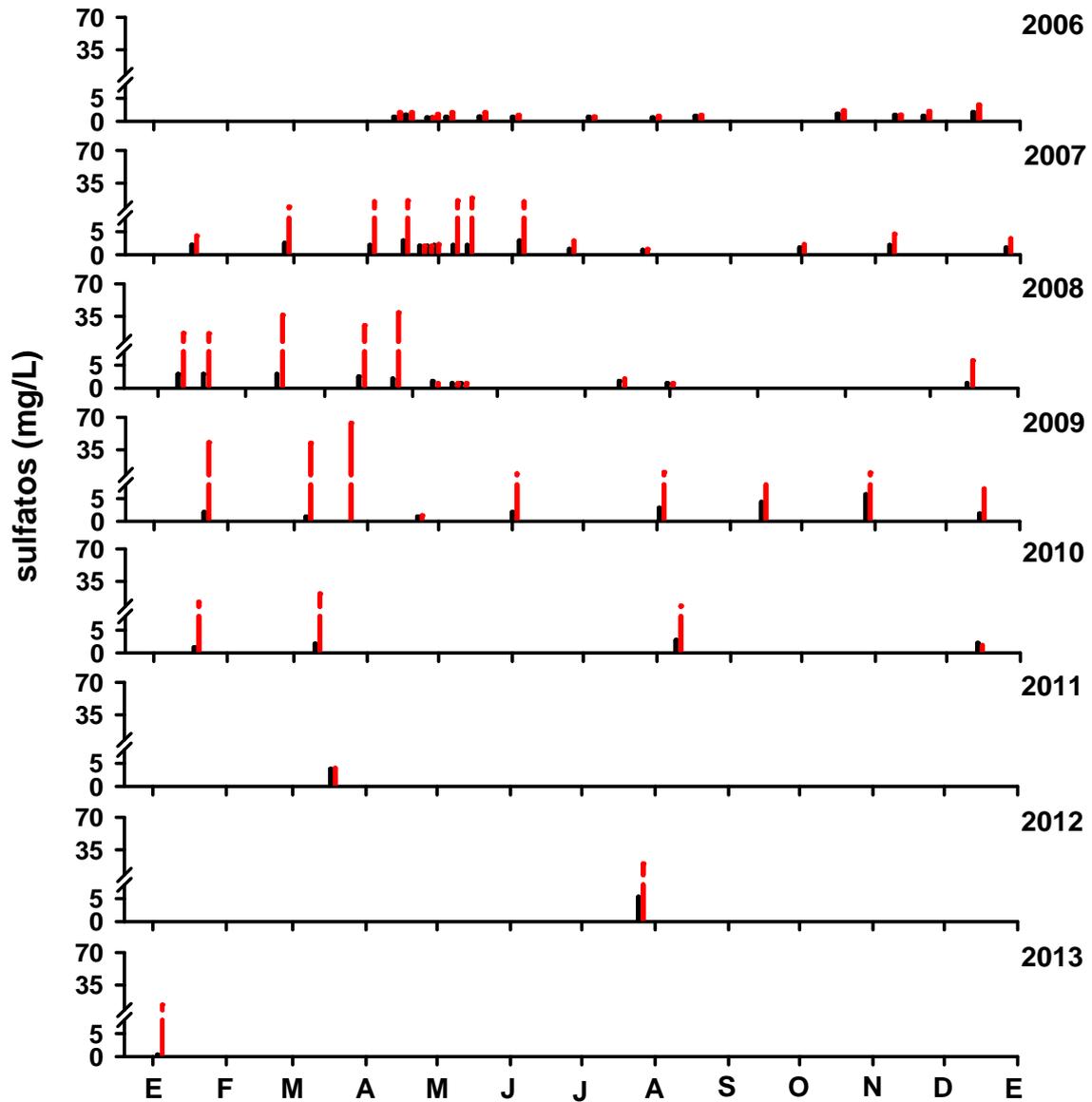


Figura 6.1.21. Variabilidad temporal de la concentración de sulfatos en el agua en la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

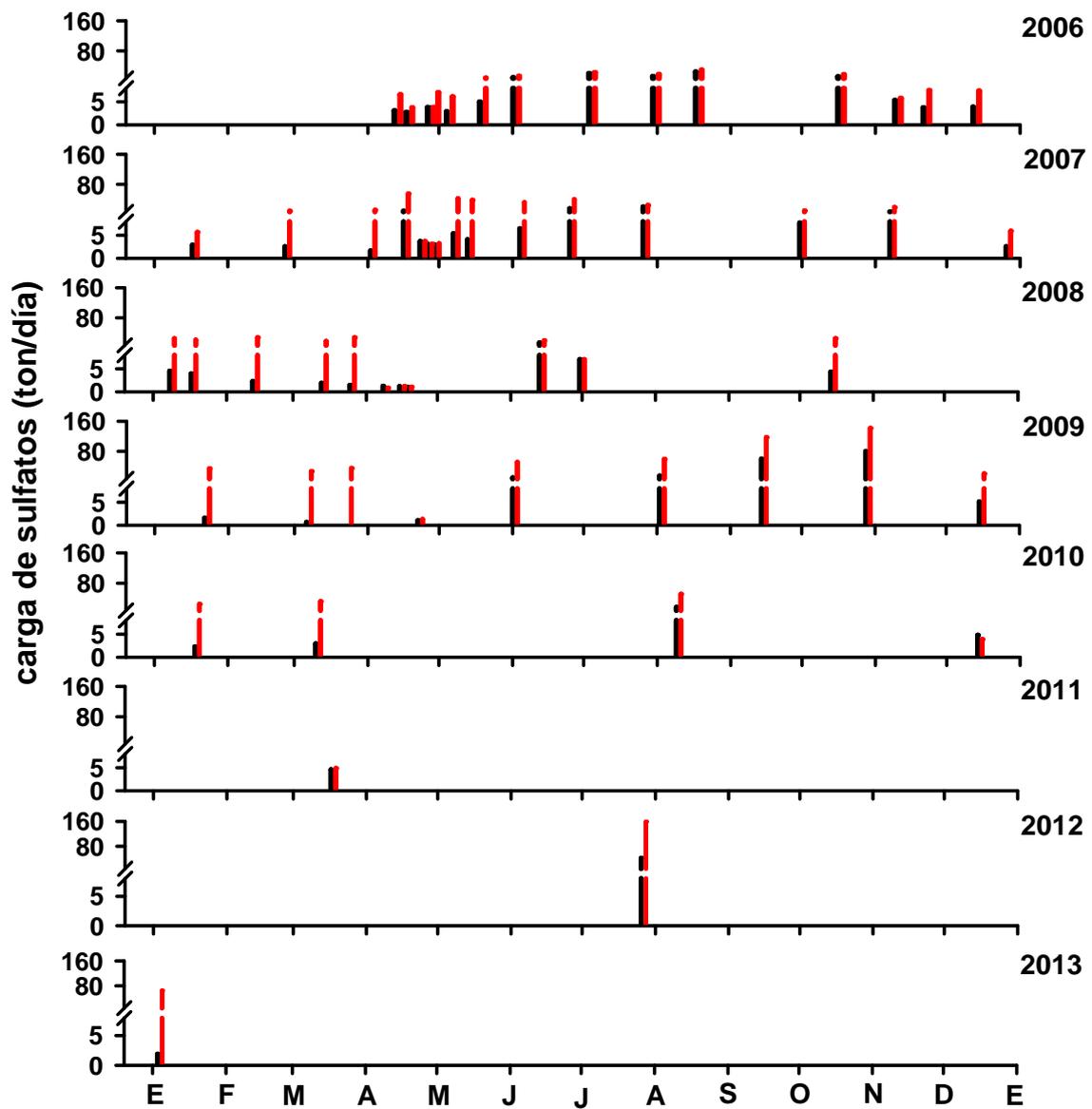


Figura 6.1.22. Variabilidad temporal de la carga de sulfatos en el agua de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos (■) y Rucaco (■).

Tabla 6.1.6. Variabilidad temporal de la concentración de sulfatos en aguas de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos y Rucaco.

	sulfatos (mg/L)	
	Ciruelos	Rucaco
2006		
13-abr	0,9	1,9
18-abr	1,4	1,9
27-abr	0,8	0,8
29-abr	0,8	1,5
05-may	0,9	1,9
19-may	1,0	1,9
02-jun	0,9	1,3
04-jul	0,9	1,0
31-jul	0,8	1,1
18-ago	1,1	1,3
17-oct	1,6	2,3
10-nov	1,3	1,4
22-nov	1,1	2,2
13-dic	1,9	3,6
2007		
18-ene	2,1	4,1
26-feb	2,5	9,5
03-abr	2,0	15,0
17-abr	3,0	16,0
24-abr	1,9	1,9
27-abr	1,9	1,9
30-abr	2,0	2,2
08-may	2,0	16,0
14-may	2,0	19,0
05-jun	3,0	15,0
26-jun	1,2	3,0
27-jul	1,0	1,2
01-oct	1,5	2,2
08-nov	2,0	4,5
27-dic	1,5	3,5
2008		
09-ene	3,0	17,0
18-ene	3,0	16,5
13-feb	3,0	36,5
13-mar	2,5	25,5
25-mar	2,0	39,0
08-abr	1,5	1,0
15-abr	1,0	1,0
18-abr	1,0	1,0

Continuación **Tabla 6.1.6**

13-jun	1,5	2,0
30-jun	1,0	1,0
14-oct	1,0	6,0
2009		
23-ene	2,0	43,0
07-mar	1,0	42,2
24-mar	0,3	63,8
23-abr	1,0	1,3
02-jun	2,0	9,3
03-ago	2,9	11,1
15-sep	4,2	8,1
29-oct	5,8	10,2
16-dic	1,7	7,1
2010		
19-ene	1,2	13,0
11-mar	2,0	21,8
10-ago	2,8	8,8
15-dic	2,1	1,7
2011		
18-mar	3,8	4,0
2012		
25-jul	5,3	20,2
2013		
04-ene	0,4	13,7
<i>n</i>	56	56
<i>promedio</i>	1,9	10,1
<i>máximo</i>	5,8	63,8
<i>mínimo</i>	0,3	0,8
<i>rango</i>	5,5	63

Metales pesados suspendidos

Los metales pesados que presentaron las mayores concentraciones en el agua fueron el hierro, seguido por aluminio y manganeso (Tabla 6.1.7). Durante el muestreo realizado en febrero del año 2006, el agua de Rucaco presentó concentraciones más altas de estos metales en comparación al agua del sector Ciruelos. En julio del año 2006, las concentraciones fueron similares entre ambas estaciones, mientras que durante enero del año 2013, el agua del sector Ciruelos presentó valores levemente más altos que el agua del sector Rucaco.

Tabla 6.1.7. Variabilidad temporal de la concentración de hierro, aluminio y manganeso suspendidos en aguas de la porción superior del río Cruces, sectores Ciruelos y Rucaco.

	hierro susp. (mg/L)	aluminio susp. (mg/L)	manganeso susp. (mg/L)
<u>Ciruelos</u>			
febrero 2006	0,215	0,090	0,015
julio 2006	0,505	<0,200	0,032
enero 2013	0,405	0,208	0,020
<i>n</i>	3	3	3
<i>promedio</i>	0,375	0,149	0,022
<i>máximo</i>	0,505	0,208	0,032
<i>mínimo</i>	0,215	<0,200	0,015
<i>rango</i>	0,290	0,208	0,017
<u>Rucaco</u>			
febrero 2006	0,585	0,330	0,045
julio 2006	0,560	<0,200	0,028
enero 2013	0,293	0,136	0,016
<i>n</i>	3	3	3
<i>promedio</i>	0,479	0,233	0,030
<i>máximo</i>	0,585	0,330	0,045
<i>mínimo</i>	0,293	<0,200	0,016
<i>rango</i>	0,292	0,330	0,029

Metales pesados disueltos

Las concentraciones de metales pesados disueltos en el agua del sector Ciruelos y Rucaco estuvieron en su mayoría, bajo la concentración mínima de detección del método utilizado o muy cercano a esta (hierro= <0,010 mg/L, aluminio= <0,020 mg/L, manganeso= <0,003 mg/L).

Conclusiones

Durante el periodo 2006 – 2013 algunos parámetros de la calidad de agua cambiaron de modo significativo entre los sectores Ciruelos y Rucaco. Estos sectores se ubican, aguas arriba y aguas abajo respectivamente, del punto de descargas de los riles de CELCO al río Cruces.

Esos cambios están relacionados a temperatura, conductividad, concentración de sólidos disueltos y sulfatos, variables que presentan promedios significativamente más altos en el agua del sector Rucaco.

Los valores de las concentraciones de metales pesados suspendidos variaron entre las estaciones Ciruelo y Rucaco sin un patrón definido, mientras que en los metales pesados disueltos no se detectaron diferencias entre ambas estaciones.

6.1.2.2) PORCIÓN SUPERIOR DEL RÍO CRUCES Y HUMEDAL (fuente de datos: CELCO)

Material y métodos

Se estudió la variabilidad temporal de las concentraciones de sólidos suspendidos y disueltos totales, hierro, aluminio, manganeso, cloratos y sulfatos en aguas de la porción superior del río Cruces durante el período 2003-2011. Se calculó la carga (ton/día) de sólidos suspendidos y disueltos totales y de los elementos mencionados anteriormente en función del caudal del río Cruces (fuente: DGA Valdivia). Los datos fueron compilados a partir de informes del Programa de Monitoreo Ambiental que el Centro EULA de la Universidad de Concepción realiza para la compañía.

La Figura 6.1.23 muestra la ubicación de las estaciones de muestreo; E0 y E1 ubicadas aguas arriba del punto de vertido de los riles de CELCO al río Cruces, E3 localizada aguas abajo de ese punto y E4 a la entrada del humedal del río Cruces (sector Fuerte San Luis de Alba). E0 comenzó a ser utilizada como estación de muestreo el año 2009.

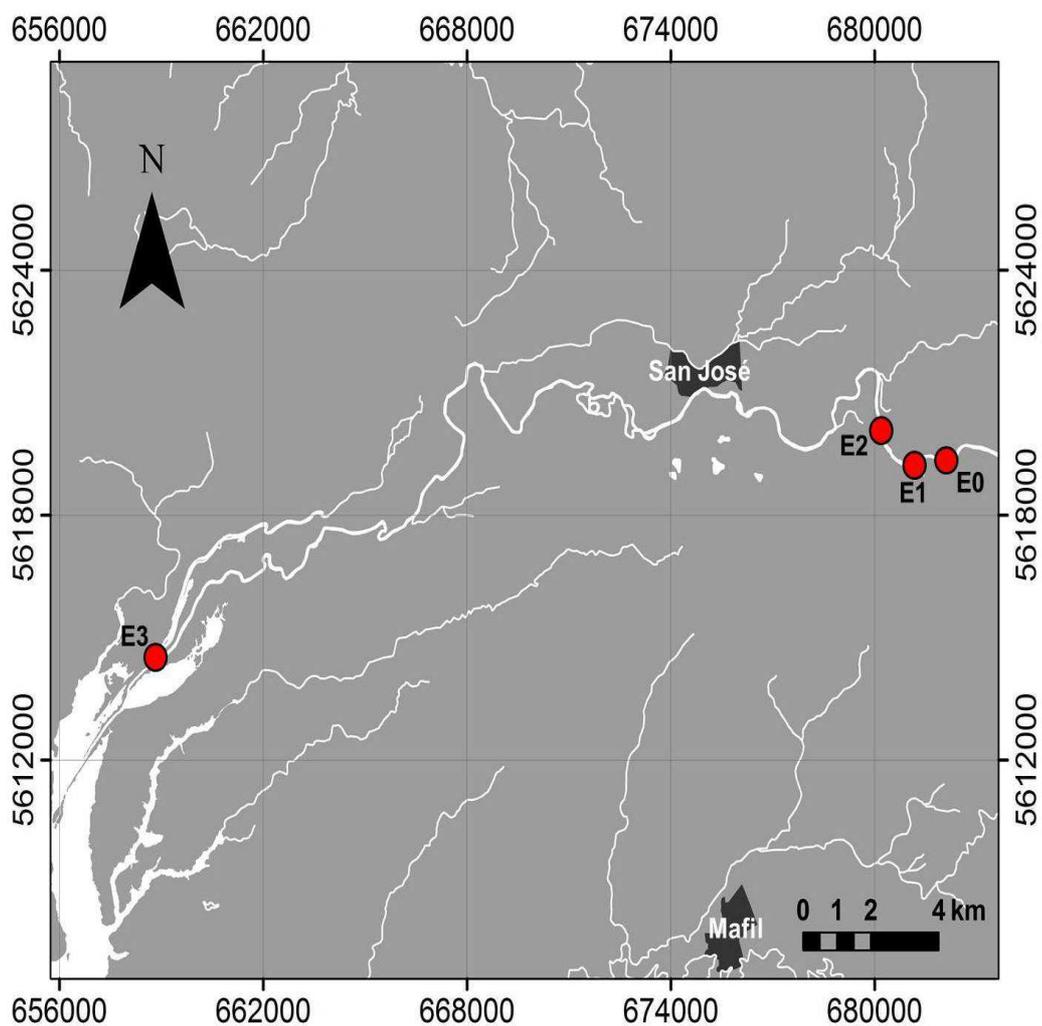


Figura 6.1.23. Ubicación de las estaciones de muestreo en la porción superior del río Cruces y humedal del mismo nombre: E0, E1 (cercañas de planta CELCO), E2 (sector Rucaco), E3 (sector Fuerte San Luis de Alba).

Resultados

Sólidos suspendidos totales

La variabilidad temporal de la concentración de sólidos suspendidos en el agua de las estaciones E1, E2 y E0 se muestra en la Figura 6.1.24. Desde abril de 2004 a mayo 2005, los valores fueron más altos en el agua de E2 vs. E1. Desde junio a noviembre de 2005, el agua de E1 registró concentraciones más altas que en E2 (Fig. 6.1.24). En general, entre el año 2006 y 2008, las concentraciones de sólidos suspendidos totales fueron similares en el agua de ambas estaciones.

Durante el período 2009-2011, las concentraciones más altas de sólidos suspendidos totales ocurrieron durante junio 2009, julio 2010 y julio-agosto 2011; durante esos meses las concentraciones fueron en general más altas en E2, con excepción de julio 2010 cuando el agua de E0 tuvo concentraciones más altas. En general, las concentraciones más altas de sólidos suspendidos ocurrieron durante períodos de mayor caudal del río Cruces (Fig. 6.1.24).

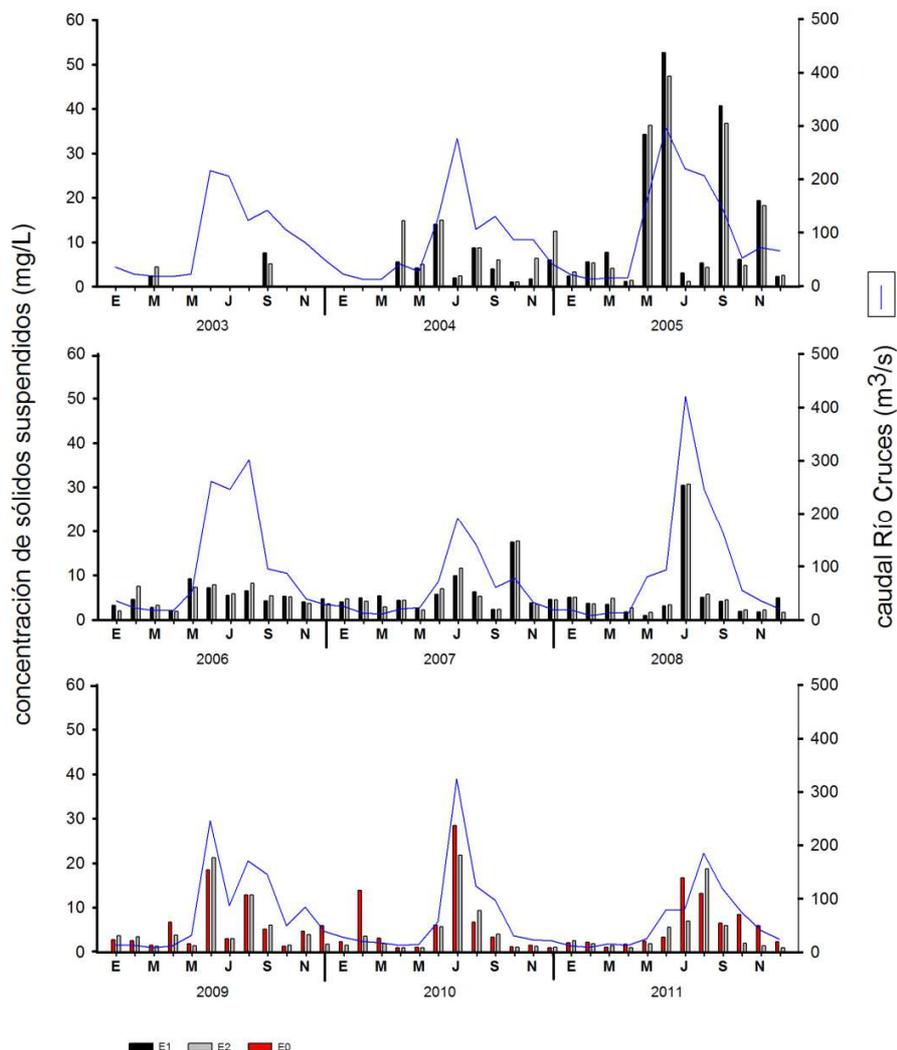


Figura 6.1.24. Distribución espacial de la concentración de sólidos suspendidos totales (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

La variabilidad temporal de la concentración de sólidos suspendidos en el agua de las estaciones E1, E3 y E0 se muestra en la Figura 6.1.25. En general, se observaron diferencias notorias entre estaciones durante los años 2005, 2008, 2009 y 2010. Durante mayo, junio, septiembre y noviembre de 2005, el agua de la estación E1 presentó concentraciones de sólidos suspendidos más altas que el agua de E3, situación también observada durante julio de 2008 (*i.e.* 30,5 vs. 15,5 mg/L, respectivamente). En junio de 2009, la concentración fue más alta en el

agua de E3 que en E0; por el contrario, en agosto del mismo año, el agua de E0 registró una concentración mayor (Fig. 6.1.25). En general, las concentraciones más altas de sólidos suspendidos ocurrieron durante períodos de mayor caudal hídrico (Fig. 6.1.25).

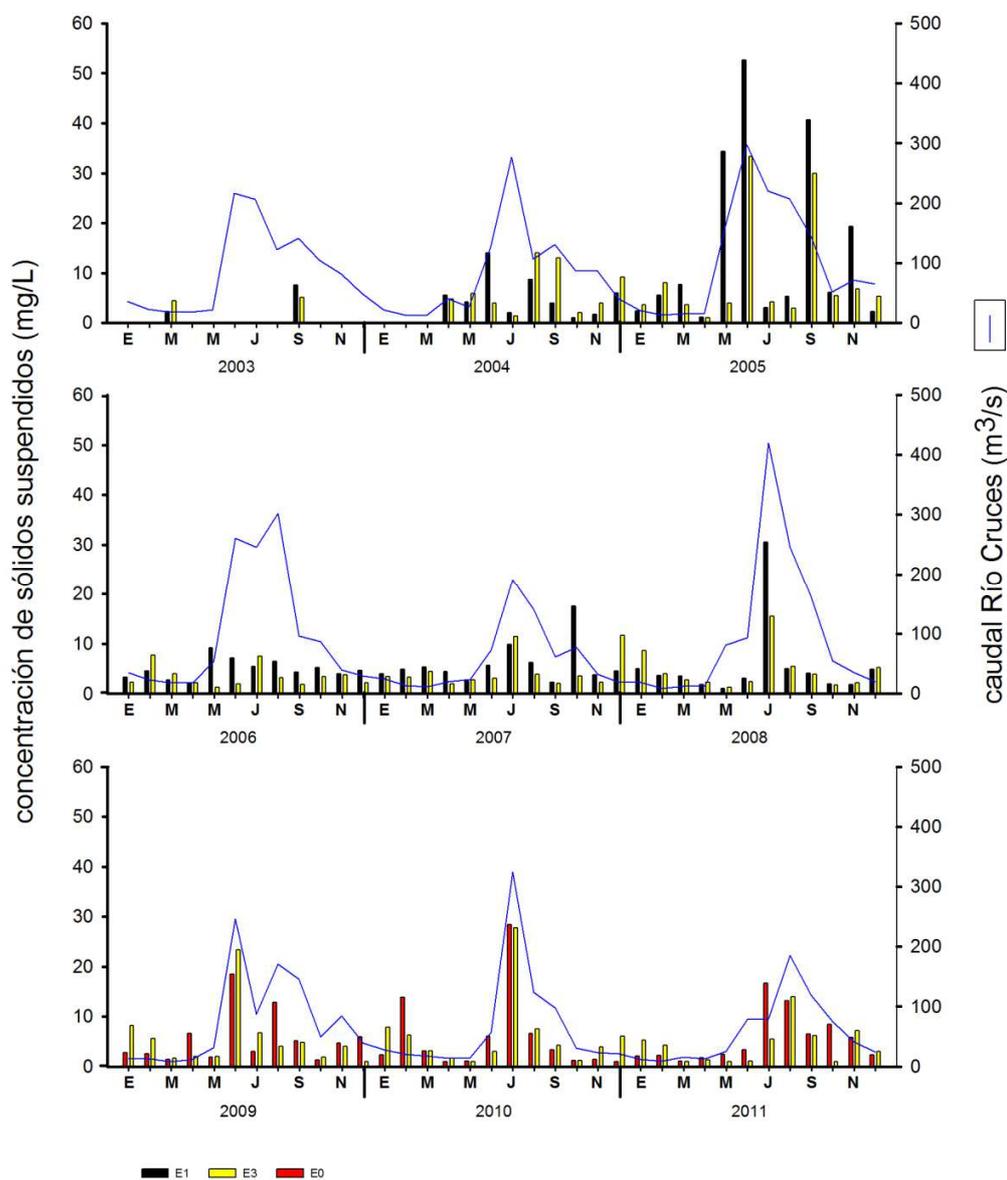


Figura 6.1.25. Distribución espacial de la concentración de sólidos suspendidos totales (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Carga de sólidos suspendidos totales

La variabilidad temporal de la carga de sólidos suspendidos totales (ton/día) en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.26 y 6.1.27.

Las cargas máximas durante el período de estudio alcanzaron hasta valores aproximados de 1000-1200 ton/día (junio 2005 y julio 2008) (Fig. 6.1.26 y 6.1.27). Durante junio 2005 y julio de 2008, las cargas de sólidos suspendidos totales en el agua de E1 fueron aproximadamente dos veces más altas que en E3 (Fig. 6.1.27).

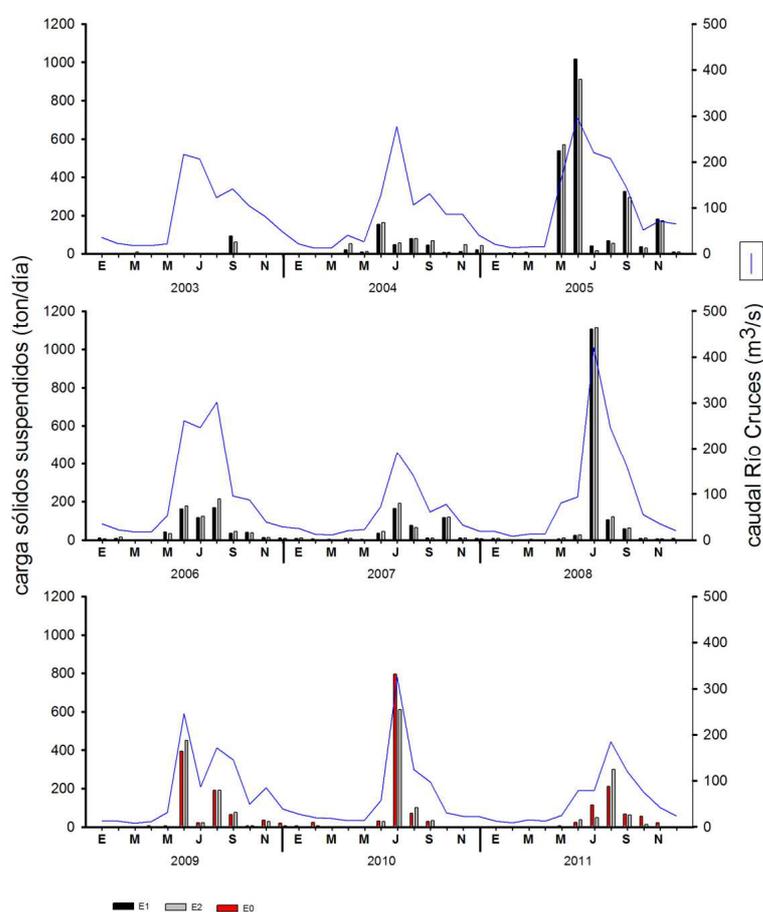


Figura 6.1.26. Distribución espacial de la carga de sólidos suspendidos totales (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

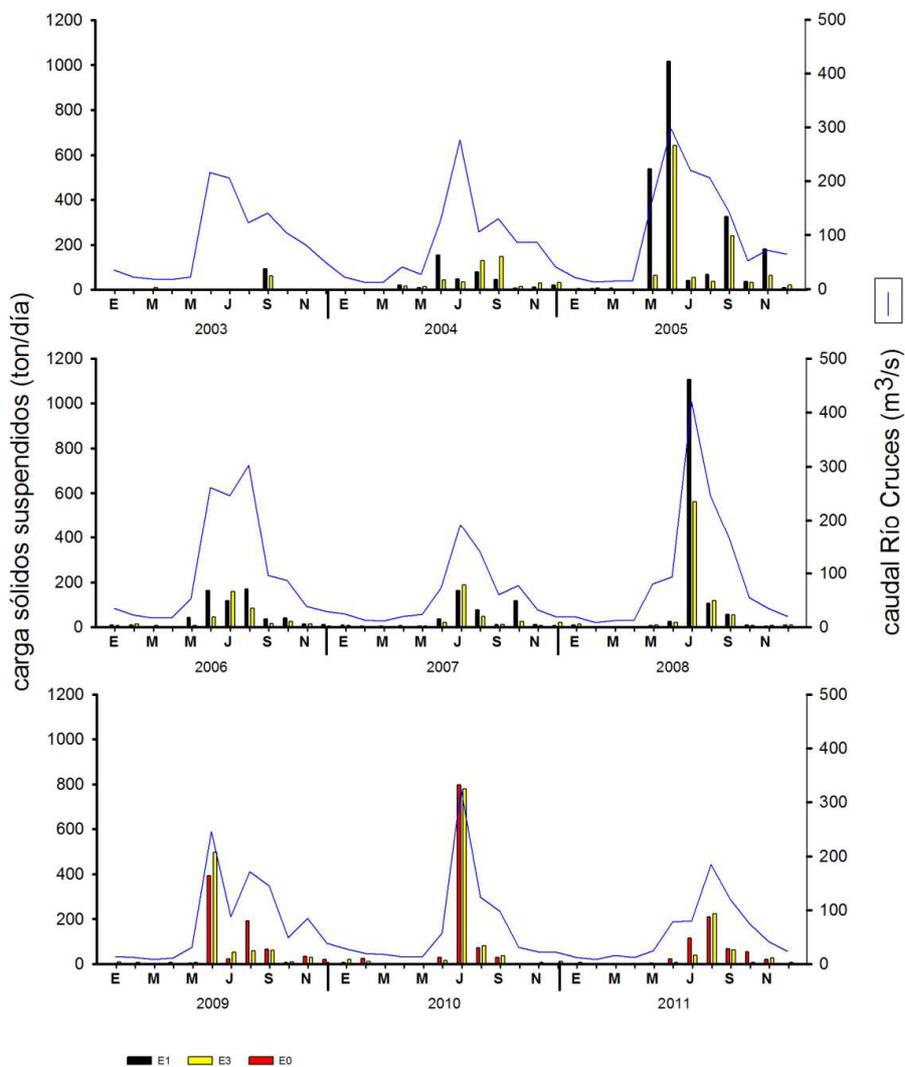


Figura 6.1.27. Distribución espacial de la carga de sólidos suspendidos totales (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Concentración de sólidos disueltos totales

La variabilidad temporal de la concentración de sólidos disueltos totales en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.28 y 6.1.29.

En general y durante todo el período de estudio, el agua de las estaciones E2 y E3 presentó mayores concentraciones más altas de sólidos disueltos totales que el agua de E1 y E0, especialmente durante los períodos de menor caudal del río Cruces (Fig. 6.1.28 y 6.1.29).

Figura 6.1.28. Distribución espacial de la concentración de sólidos disueltos totales (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.29. Distribución espacial de la concentración de sólidos disueltos totales (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Carga de sólidos disueltos totales

La variabilidad temporal de las cargas de sólidos disueltos totales en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.30 y 6.1.31. Las cargas más altas se estimaron durante los meses de julio de los años 2004, 2007 y 2010. Durante la mayor parte del estudio, las cargas de sólidos disueltos totales fueron en general, más altas en las estaciones ubicadas aguas abajo de las estaciones E0 y E1 (Fig. 6.1.30 y 6.1.31).

Figura 6.1.30. Distribución espacial de la carga de sólidos disueltos totales (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.31. Distribución espacial de la carga de sólidos disueltos totales (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Concentración de hierro soluble

La variabilidad temporal de la concentración de hierro soluble en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.32 y 6.1.33. Durante el período de estudio, las concentraciones fueron en general inferiores a 0,5 mg/L en todas las estaciones. Durante la mayor parte de los muestreos, las concentraciones de hierro fueron levemente más altas en el agua de E2 y E3 vs. E1 y E0 (Fig. 6.1.32 y 6.1.33).

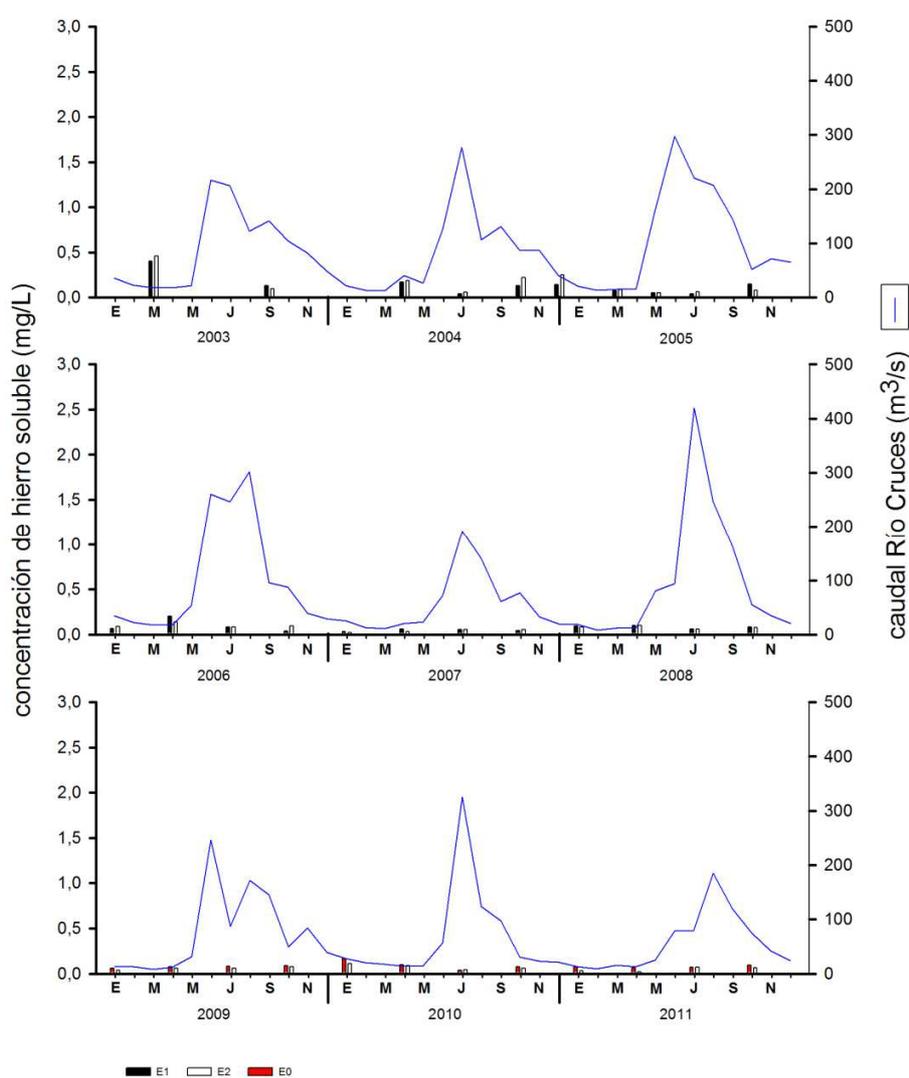


Figura 6.1.32. Distribución espacial de la concentración de hierro soluble (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

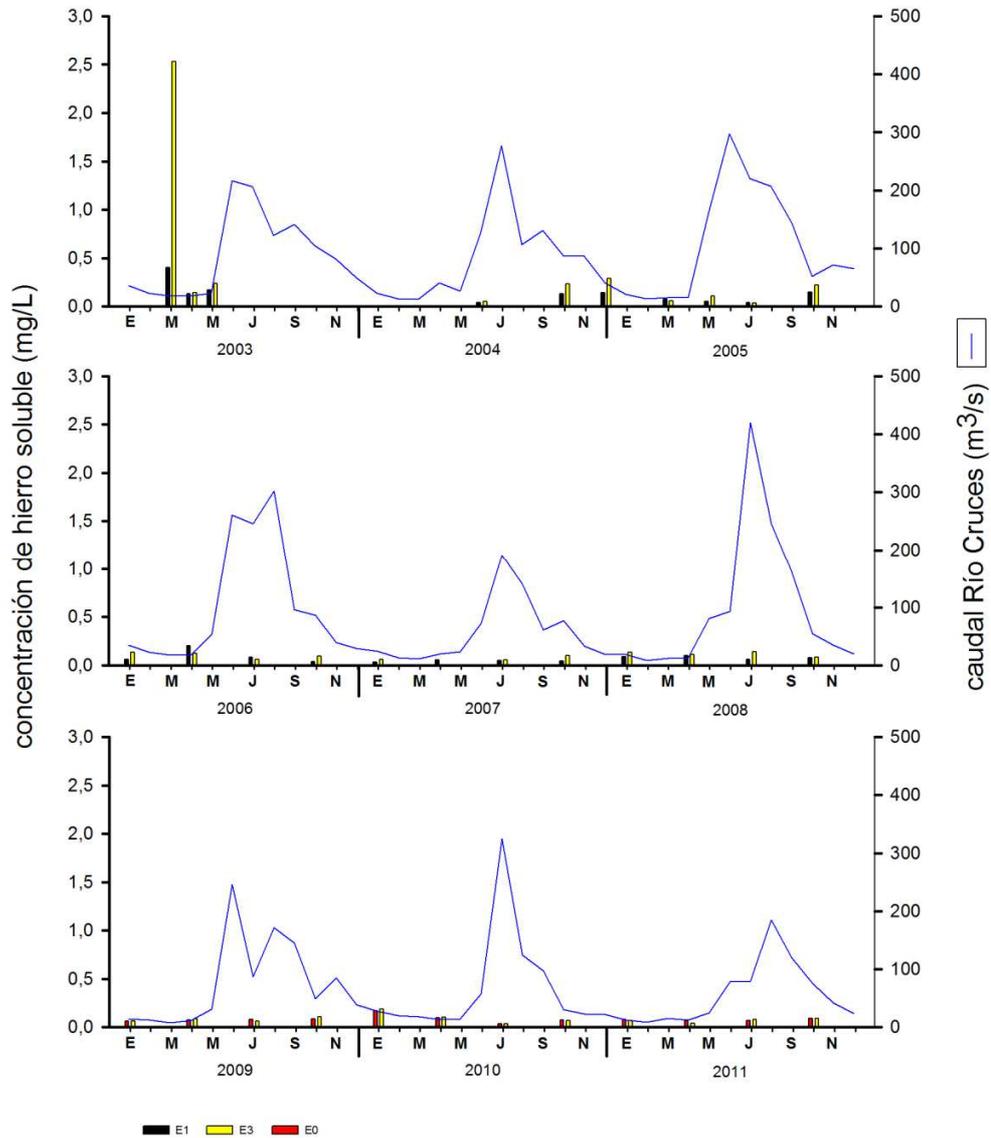


Figura 6.1.33. Distribución espacial de la concentración de hierro soluble (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Cargas de hierro soluble

La variabilidad temporal de las cargas de hierro soluble en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.34 y 6.1.35. De julio de 2004 a julio de 2005, las cargas en el agua de E2 fueron más altas que las estimadas en el agua de E1; similarmente, desde abril de 2004 a mayo de 2005, los valores de cargas fueron más altos en el agua de E3 que en E1. Durante el resto del período de estudio, las cargas fueron similares entre estaciones de muestreo (Fig. 6.1.34 y 6.1.35).

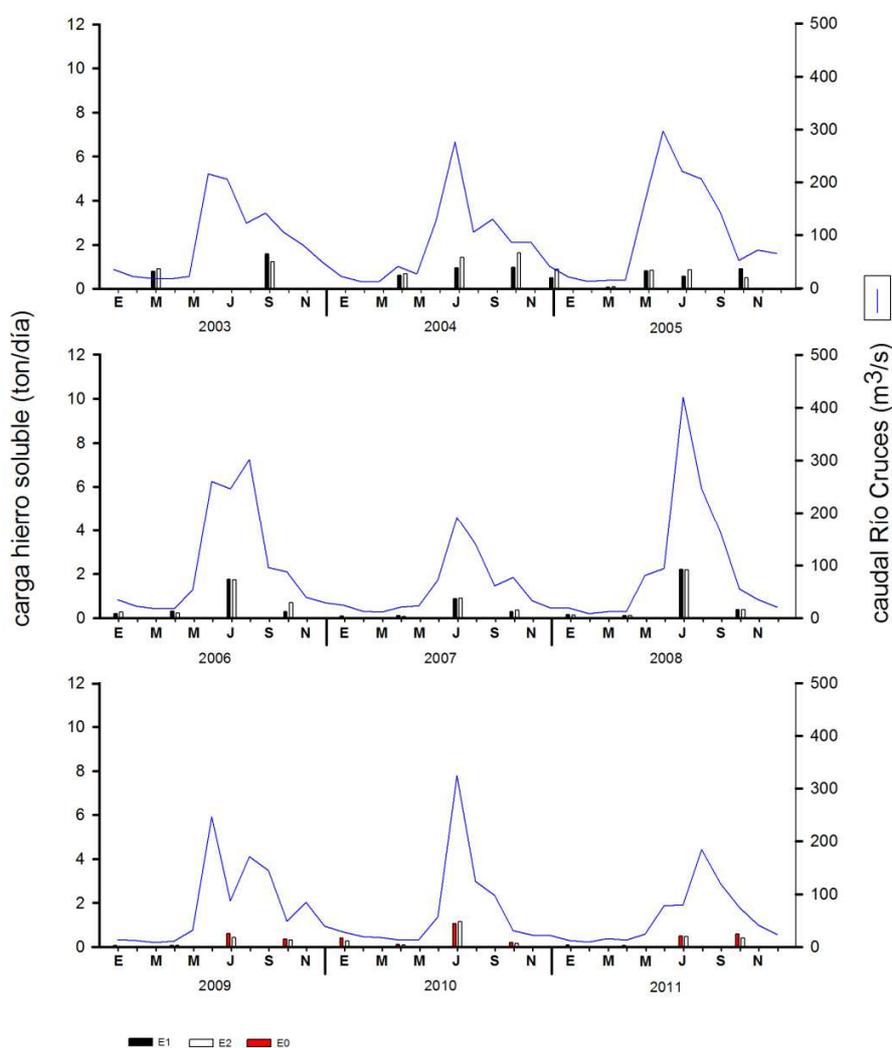


Figura 6.1.34. Distribución espacial de la carga de hierro soluble (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

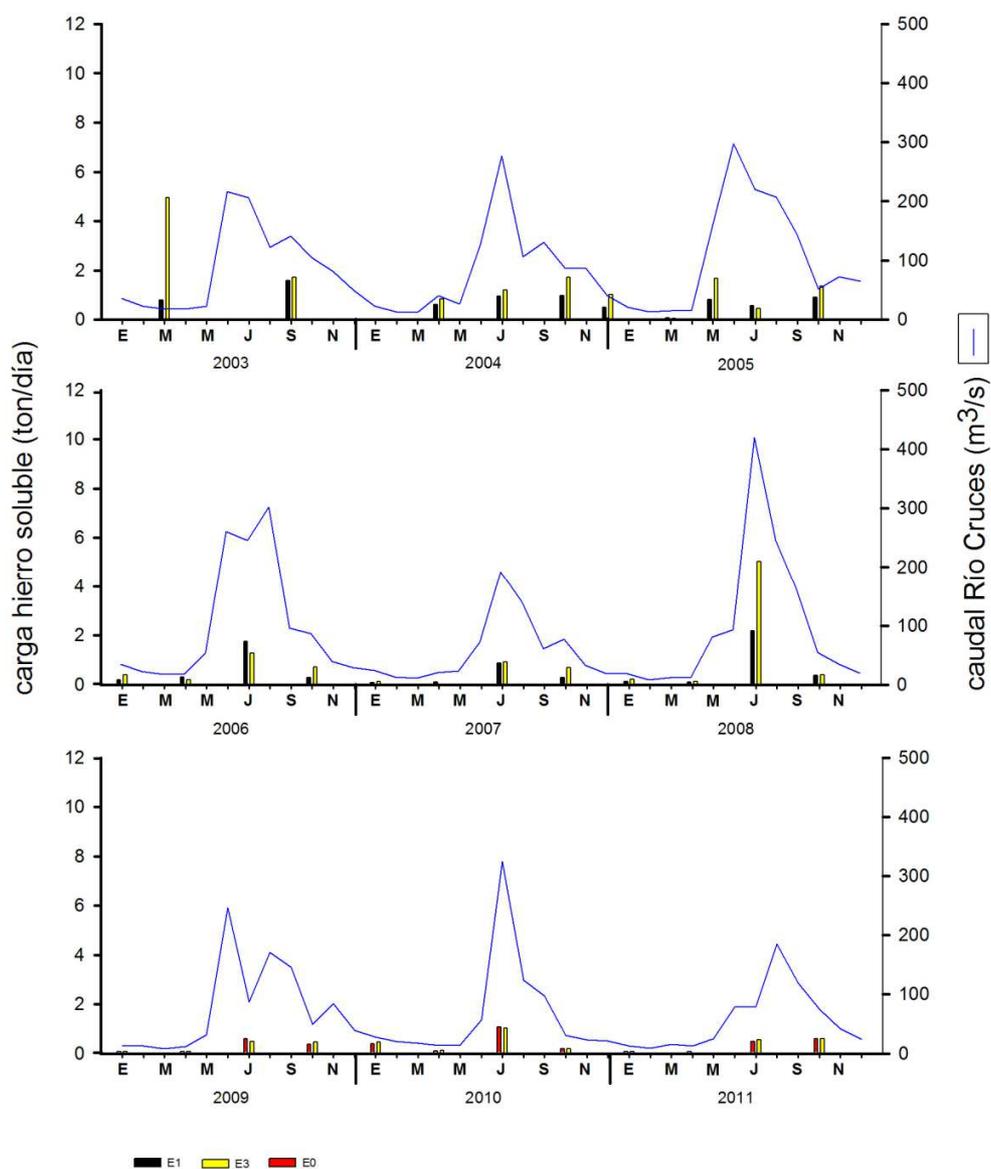


Figura 6.1.35. Distribución espacial de la carga de hierro soluble (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Concentración de aluminio

La variabilidad temporal de la concentración de aluminio en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.36 y 6.1.37. En general, las concentraciones fueron inferiores a 0,1 mg/L durante la mayor parte del período de estudio, con excepción de muestreos realizados el año 2003, parte del año 2004 y enero 2006. La comparación de E1 y E2, muestra que durante estos muestreos se estimaron valores más altos en el agua de la segunda estación, especialmente durante el año 2004 cuando las concentraciones de aluminio fueron aproximadamente 3-5 veces más altas en el agua de E2 (abril y diciembre de 2004, respectivamente) (Fig. 6.1.36). La comparación de E1 y E3, muestra que durante estos muestreos se estimaron valores más altos en E3, especialmente durante marzo de 2003, diciembre 2004 y enero 2006 (hasta 2x, 4x y 20x en E3, respectivamente) (Fig. 6.1.37). Llama la atención que a partir de enero del año 2005, las concentraciones de aluminio en el agua de todas las estaciones de muestreo fueron similares sin mostrar variabilidad espacial y temporal.

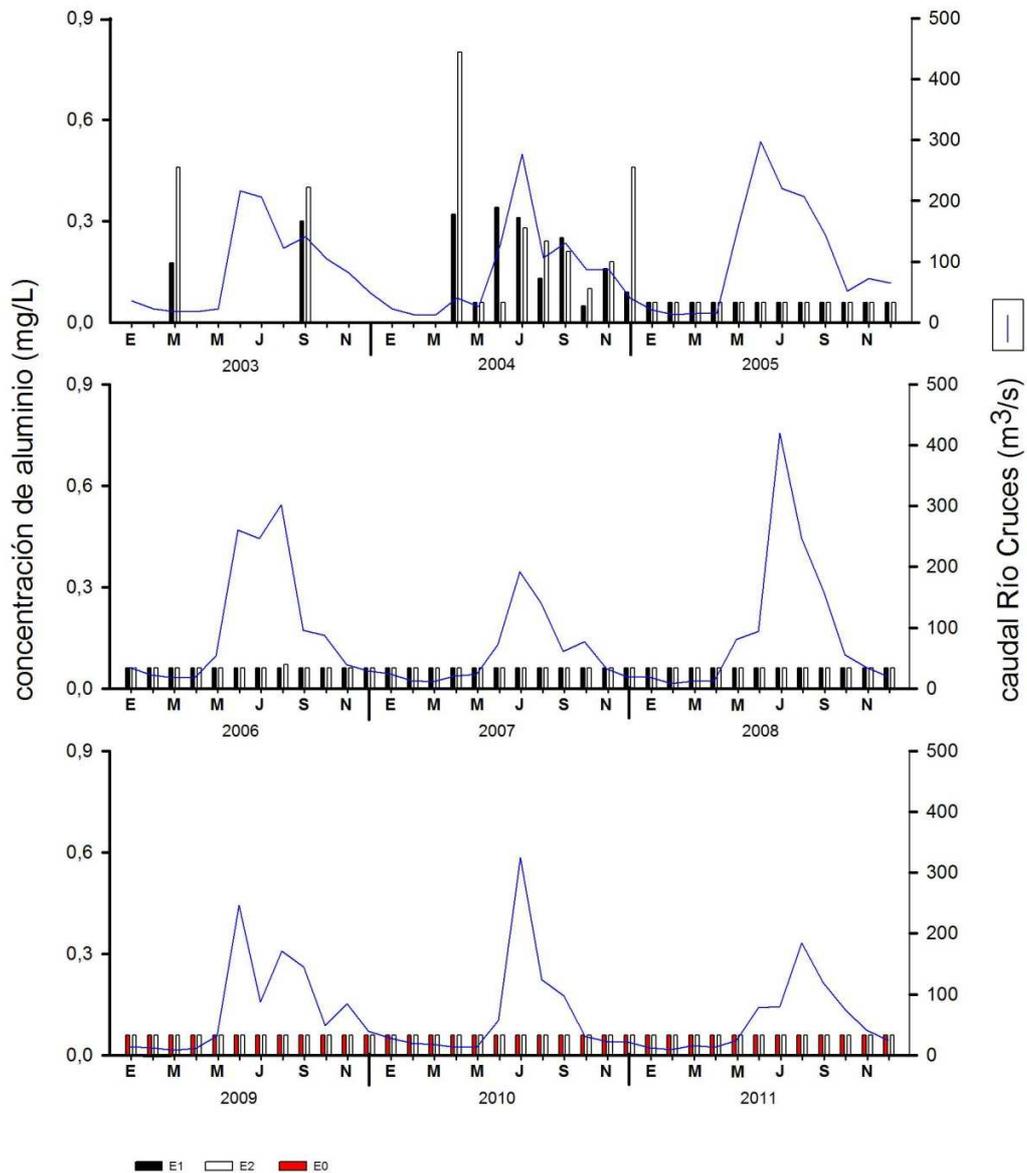


Figura 6.1.36. Distribución espacial de la concentración de aluminio (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.37. Distribución espacial de la concentración de aluminio (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Cargas de aluminio

La variabilidad temporal de las cargas de aluminio en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.38 y 6.1.39.

Las cargas más altas ocurrieron durante julio del año 2004 (período invernal con mayor caudal hídrico). Las mayores diferencias de cargas entre estaciones, se detectaron al comparar el agua de E2 y E1 durante abril y diciembre 2004: 2,8 vs. 1,1 y 1,6 vs. 0,3 ton/día en E2 y E1, respectivamente (Fig. 6.1.38).

Figura 6.1.38. Distribución espacial de la carga de aluminio (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.39. Distribución espacial de la carga de aluminio (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Concentración de manganeso

La variabilidad temporal de la concentración de manganeso en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.40 y 6.1.41. En general, las mayores concentraciones se detectaron en los meses de menor caudal del río Cruces. Con algunas excepciones, las concentraciones más altas de manganeso ocurrieron en el agua de E2 y E3 (hasta 0,03-0.04 mg/L y 0,05 mg/L) vs. E1 y E0. (Fig. 6.1.40 y 6.1.41). Durante algunos muestreos, el agua de las estaciones E1 y E0 presentó valores más altos que en E2 y E3 (e.g. 0,03 vs. 0.02 mg/L en E1 y E2 respectivamente durante diciembre 2004 y 0,02 vs. 0,007 mg/L en E0 y E3 respectivamente durante abril 2010 (Fig. 6.1.40 y 6.1.41).

Figura 6.1.40. Distribución espacial de la concentración de manganeso (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.41. Distribución espacial de la concentración de manganeso (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Cargas de manganeso

La variabilidad temporal de las cargas de manganeso en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.42 y 6.1.43. En general, las cargas fueron similares en el agua de las estaciones de muestreo; sin embargo, las cargas en el agua de E2 fueron más altas que en E1 durante julio de 2005, julio y octubre de 2006, a la vez que la cargas de manganeso en el agua de E3 fueron más altas que en E1 durante julio 2008 (Fig. 6.1.42 y 6.1.43).

Figura 6.1.42. Distribución espacial de la carga de manganeso (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.43. Distribución espacial de la carga de manganeso (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Concentración de cloratos

La variabilidad temporal de la concentración de cloratos en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.44 y 6.1.45. Durante la mayor parte de los muestreos y en todas las estaciones, las concentraciones fueron inferiores a 0,2 mg/L, con excepción de abril de 2004, febrero de 2005 y marzo de 2010, con valores más altos en E2 (hasta 1,8 mg/L) y E3 (hasta 0,6 mg/L) (Fig. 6.1.44 y 6.1.45).

Similar a lo observado con el aluminio, es notable que a partir de enero del año 2005, las concentraciones de clorato en el agua de todas las estaciones de muestreo fueron similares sin mostrar variabilidad espacial y temporal. Esto podría deberse a que la concentración de cloratos en el agua a partir de ese año, fue más baja que el límite de detección del método utilizado.

Figura 6.1.44. Distribución espacial de la concentración de cloratos (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.45. Distribución espacial de la concentración de cloratos (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Cargas de cloratos

La variabilidad temporal de las cargas de cloratos en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en la Figuras 6.1.46 y 6.1.47. En general, las cargas fluctuaron de forma similar a la variación del caudal del río Cruces, sin observarse diferencias notorias entre estaciones. Esto con excepción de abril 2004, febrero de

2005 y marzo de 2010, cuando el agua de las estaciones E2 y E3 presentó mayores cargas de cloratos que el agua de E1 y E0 (hasta aproximadamente 2 ton/día durante abril 2004 y febrero 2005 en E2 y hasta cerca de 2 ton/día durante abril 2005 en E3) (Fig. 6.1.46 y 6.1.47).

Figura 6.1.46. Distribución espacial de la carga de cloratos (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.47. Distribución espacial de la carga de cloratos (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Concentración de sulfatos

La variabilidad temporal de la concentración de sulfatos en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.48 y 6.1.49. En general, las concentraciones en E1 y E0 se mantuvieron bajo 5 mg/L durante el período de estudio. Por el contrario, a partir de julio de 2004 la concentración de sulfatos fue en general más alta en el agua de E2 y E3, especialmente durante meses de verano y otoño (hasta concentraciones máximas aproximadas de 30-40 mg/L en el agua de E2 y 25 mg/L en E3) (Fig. 6.1.48 y 6.1.49). Esta situación se repite hasta el año 2011, el último analizado en este estudio.

Figura 6.1.48. Distribución espacial de la concentración de sulfatos (mg/L) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.49. Distribución espacial de la concentración de sulfatos (mg/L) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Carga de sulfatos

La variabilidad temporal de las cargas de sulfatos en el agua de las estaciones E0, E1, E2 y E3 se muestra en las Figuras 6.1.50 y 6.1.51. En general, las cargas más altas se estimaron durante los meses de julio. Desde julio de 2004 en adelante, el agua de la estación E2 ha tenido cargas de sulfatos notoriamente más altas que E1 (hasta un máximo de aproximadamente 70 ton/día), patrón similar al observado para E3, estación para la cual se han estimado cargas máximas de aproximadamente 40 ton/día. Estas diferencias se ven acentuadas durante los períodos estivales (Fig. 6.1.50 y 6.1.51).

Figura 6.1.50. Distribución espacial de la carga de sulfatos (ton/día) del agua en las estaciones E1, E2 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Figura 6.1.51. Distribución espacial de la carga de sulfatos (ton/día) del agua en las estaciones E1, E3 y E0. Se muestra también la variabilidad estacional del caudal del río Cruces, sector Rucaco (línea azul).

Conclusiones

El análisis de la data periódica obtenida por CELCO durante el período 2003 - 2011, muestra que la calidad de agua cambia notoriamente al comparar las estaciones ubicadas aguas arriba (E0 y E1) del punto de vertido de los riles de la empresa al río Cruces vs. aquellas ubicadas aguas abajo de ese punto (E2 y E3).

Estos cambios pueden ser divididos en dos categorías: aquellos detectados primariamente durante el período 2004 - 2005, con concentraciones más altas de aluminio y cloratos aguas abajo del punto de vertido de los riles de CELCO y aquellos que se han mantenido durante el período 2004 - 2011, con mayores concentraciones de sólidos disueltos totales y sulfatos aguas abajo de ese punto (estaciones E2 y E3). Esas mayores concentraciones resultaron en la mayoría de los casos, en cargas de mayor magnitud aguas abajo de las instalaciones de la empresa. En la segunda categoría puede incluirse también al manganeso, elemento que en general en aguas de la estación E2 (Rucaco) mostró mayores concentraciones y cargas que en el agua de las estaciones E0 y E1.

6.1.2.3) PORCIÓN INFERIOR DEL RÍO CRUCES (FUENTE DE DATOS: UACH)

Material y métodos

Durante el periodo febrero 2006 – enero 2013, se analizó la variabilidad estacional de la temperatura, conductividad, pH, concentración de sólidos suspendidos totales, hierro, aluminio y manganeso (suspendidos y disueltos) en el agua superficial (ca. 0,5 m de profundidad) de la porción inferior del río Cruces, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle. La recolección de los datos *in situ* (temperatura, conductividad, pH, y transparencia con Disco Secchi) de las muestras de agua y los análisis de laboratorio se realizaron mediante procedimientos estándares (APHA 2005). La Figura 6.1.52 muestra la ubicación de las cuatro estaciones de muestreo ubicadas en el río Cruces (sector San Ramón), confluencia del río

Cruces con el canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle (sector ASENAV). Se seleccionaron las dos últimas estaciones a fin de evaluar la calidad de agua con áreas ubicadas fuera del Humedal del río Cruces. Se muestreó durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) con el objetivo de analizar el efecto de la marea sobre la variabilidad espacial de la calidad de agua en el área de estudio.

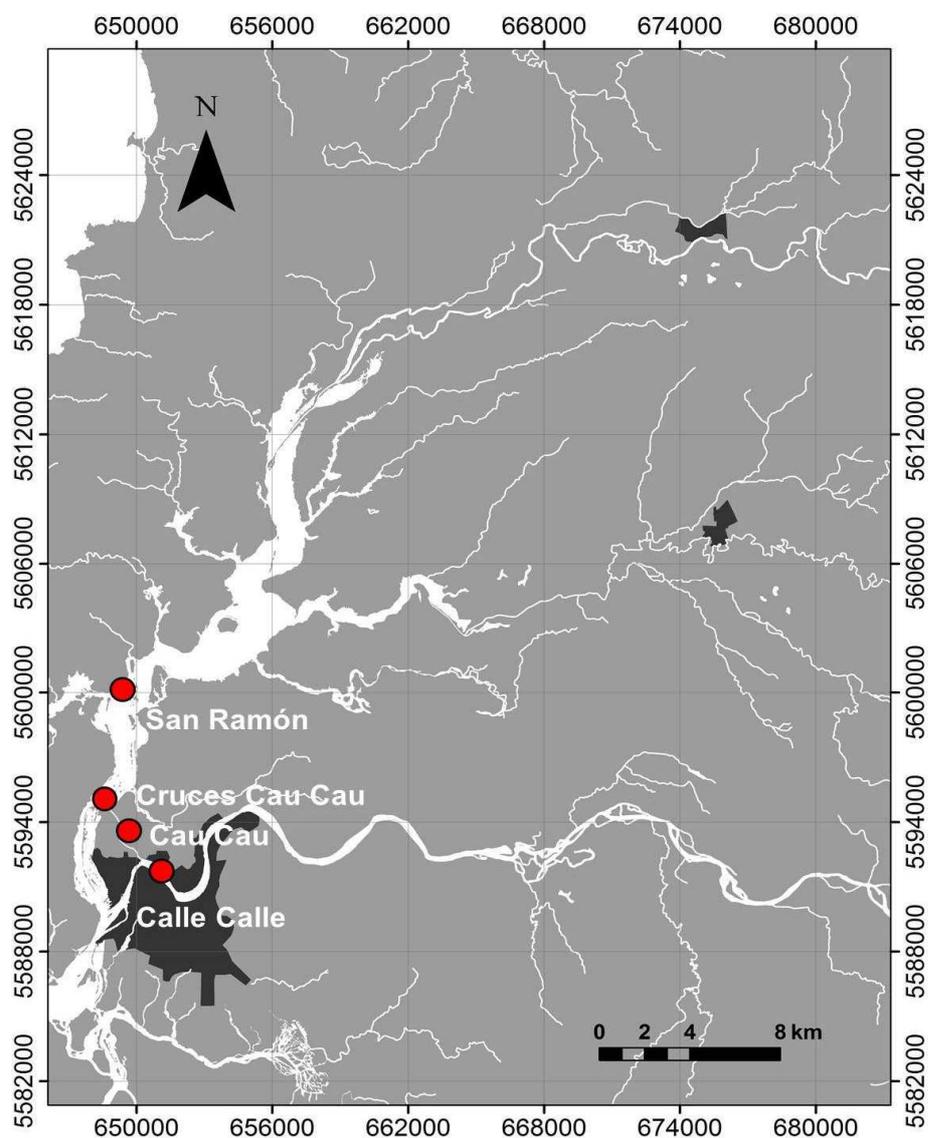


Figura 6.1.52. Ubicación de los sectores estudiados en la porción inferior del río Cruces (sector San Ramón), canal mareal Cau Cau, confluencia del río Cruces con el canal mareal Cau Cau y río Calle Calle (sector ASENAV).

Resultados

Temperatura

La variabilidad estacional de la temperatura fue similar en las cuatro estaciones de muestreo (Fig. 6.1.53 y 6.1.54, Tabla 6.1.8), con valores más altos durante el período estival y más bajos durante los meses invernales. La comparación entre estaciones, muestra que las temperaturas más altas se midieron en el río Cruces, sector San Ramón, desde donde disminuyen gradualmente (ca. 2°C) hacia el río Calle Calle.

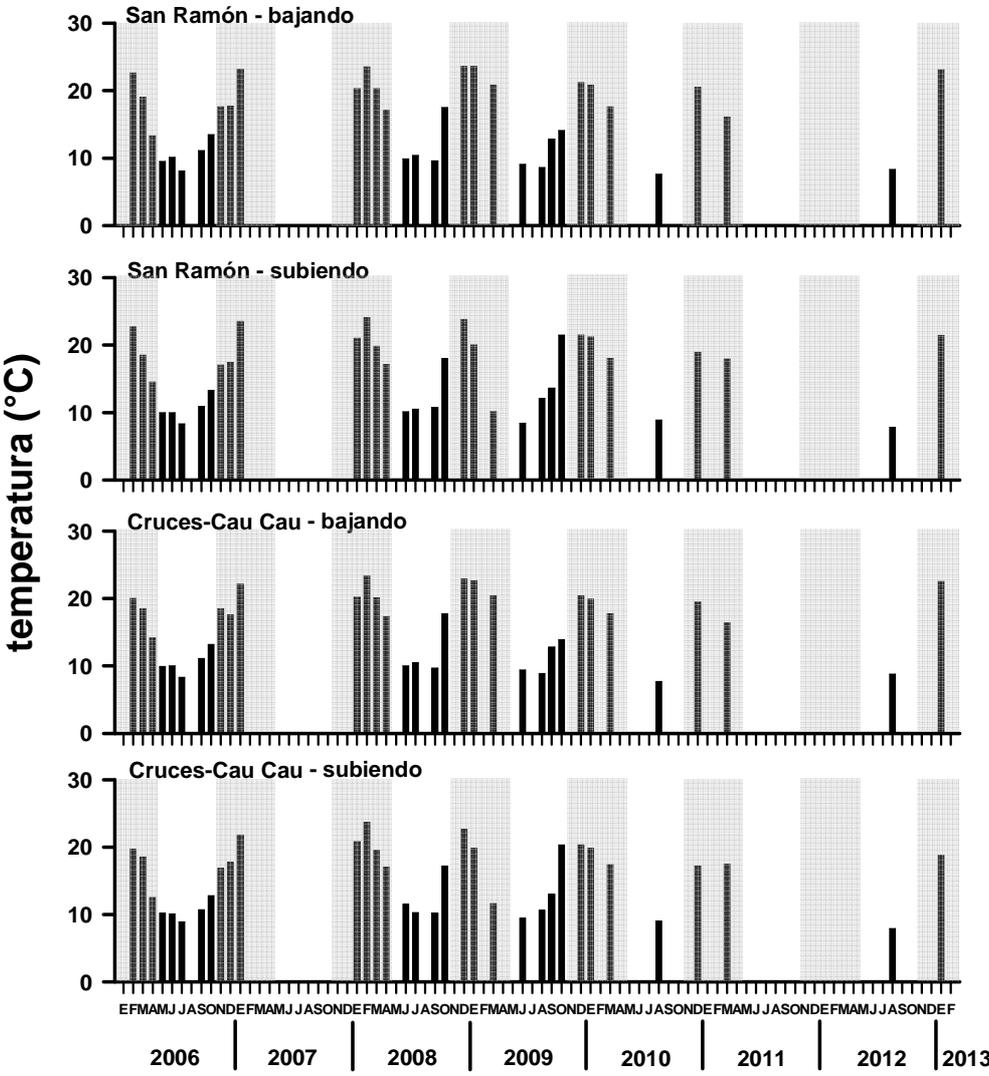


Figura 6.1.53. Variabilidad estacional de la temperatura durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el río Cruces, sector San Ramón y en la confluencia del río Cruces con el canal mareal Cau Cau. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

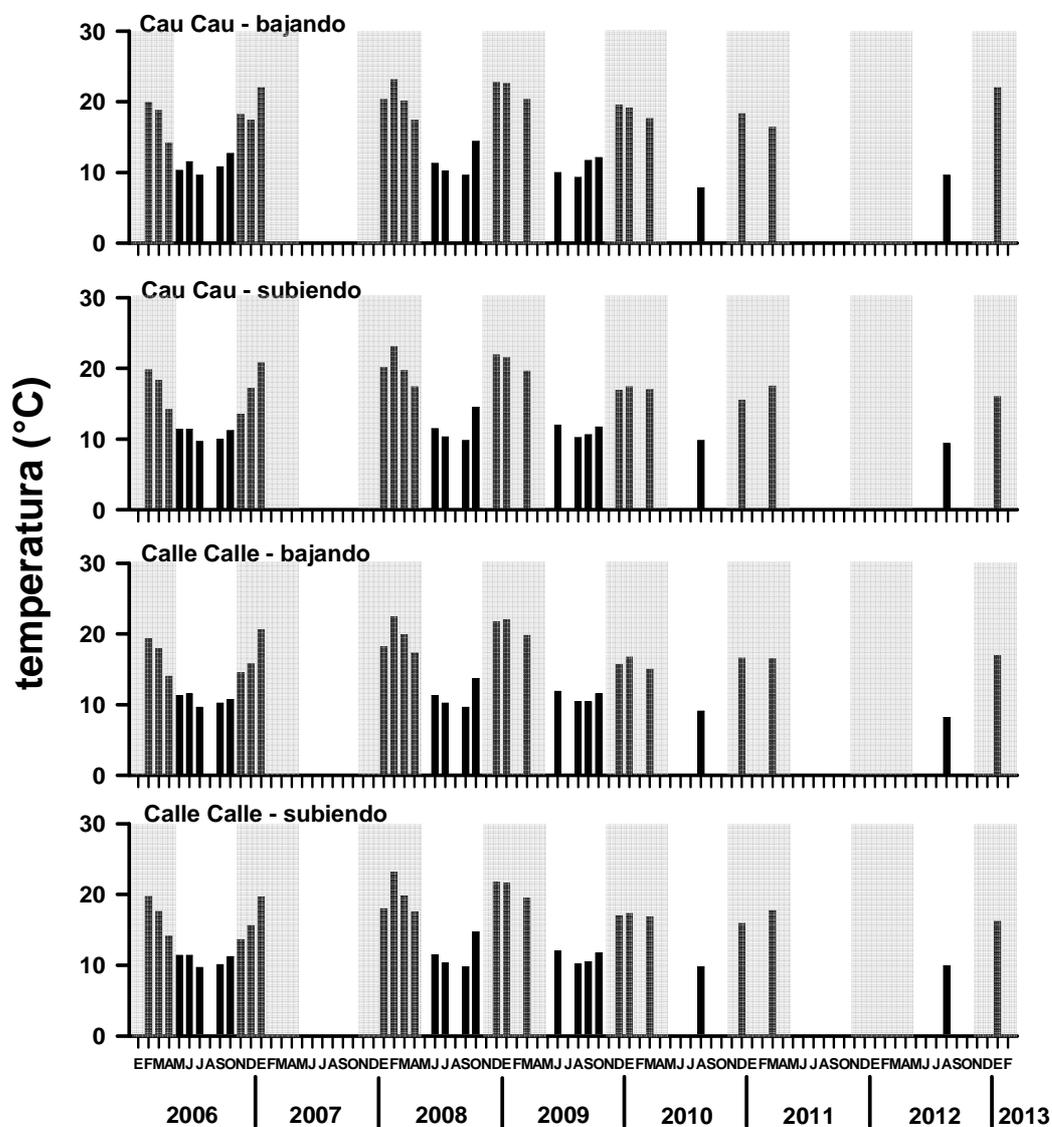


Figura 6.1.54. Variabilidad estacional de la temperatura durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

Tabla 6.1.8. Variabilidad estacional de la temperatura (°C) del agua superficial de la porción inferior del río Cruces, sector San Ramón, confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV.

	San Ramón	Cruces - Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea bajando				
2006				
28-feb	22,6	20,0	19,9	19,3
15-mar	19,0	18,5	18,8	17,9
15-abr	13,3	14,2	14,2	14,0
20-may	9,5	9,9	10,3	11,3
14-jun	10,1	10,0	11,5	11,5
30-jul	8,1	8,3	9,6	9,6
05-sep	11,1	11,1	10,8	10,2
05-oct	13,5	13,2	12,7	10,7
18-nov	17,6	18,5	18,2	14,5
20-dic	17,7	17,6	17,4	15,8
2007				
20-ene	23,2	22,1	22,0	20,6
2008				
10-ene	20,3	20,2	20,3	18,2
08-feb	23,5	23,3	23,1	22,4
18-mar	20,3	20,1	20,1	19,9
08-abr	17,1	17,3	17,4	17,3
13-jun	9,9	10,0	11,3	11,3
18-jul	10,4	10,5	10,2	10,2
04-sep	9,6	9,7	9,6	9,6
14-oct	17,5	17,7	14,4	13,7
16-dic	23,6	22,9	22,7	21,7
2009				
23-ene	23,6	22,6	22,6	22,0
24-mar	20,8	20,4	20,3	19,8
09-jun	9,1	9,4	10,0	11,9
03-ago	8,6	8,9	9,3	10,4
15-sep	12,8	12,8	11,7	10,4
29-oct	14,1	13,9	12,1	11,5
16-dic	21,2	20,4	19,5	15,7
2010				
19-ene	20,8	19,9	19,1	16,7
16-mar	17,6	17,7	17,6	15,0
10-ago	7,6	7,7	7,8	9,1
15-dic	20,5	19,5	18,3	16,6
2011				
18-mar	16,1	16,4	16,4	16,5

Continuación **Tabla 6.1.8.**

2012				
25-jul	8,3	8,8	9,6	8,2
2013				
04-ene	23,1	22,5	22,0	16,9
<i>n</i>	39	39	39	39
<i>promedio</i>	15,9	15,8	15,6	14,7
<i>máximo</i>	23,6	23,3	23,1	22,4
<i>mínimo</i>	7,6	7,6	7,8	8,2
<i>rango</i>	16,0	15,7	15,3	14,2
marea subiendo				
2006				
28-feb	22,7	19,7	19,8	19,7
15-mar	18,5	18,5	18,3	17,6
15-abr	14,5	12,5	14,2	14,1
20-may	10,0	10,2	11,4	11,4
14-jun	10,0	10,1	11,4	11,4
30-jul	8,3	8,9	9,7	9,7
05-sep	10,9	10,7	10,0	10,1
05-oct	13,3	12,8	11,2	11,2
18-nov	17,0	16,8	13,5	13,6
20-dic	17,4	17,7	17,2	15,6
2007				
20-ene	23,5	21,8	20,8	19,6
2008				
10-ene	21,0	20,8	20,1	18,0
08-feb	24,1	23,7	23,1	23,2
18-mar	19,8	19,5	19,7	19,8
08-abr	17,1	17,0	17,4	17,5
13-jun	10,1	11,5	11,5	11,5
18-jul	10,5	10,3	10,3	10,3
04-sep	10,7	10,2	9,8	9,8
14-oct	18,0	17,2	14,5	14,7
16-dic	23,8	22,6	21,9	21,8
2009				
23-ene	22,7	21,8	21,5	21,6
24-mar	20,0	19,8	19,6	19,5
09-jun	10,1	11,6	12,0	12,0
03-ago	8,4	9,4	10,2	10,2
15-sep	12,1	10,6	10,6	10,5
29-oct	13,6	13,0	11,7	11,7

Continuación **Tabla 6.1.8.**

16-dic	21,5	20,3	16,9	17,0
2010				
19-ene	21,2	19,8	17,4	17,3
16-mar	18,0	17,4	17,0	16,8
10-ago	8,9	9,0	9,8	9,8
15-dic	18,9	17,2	15,5	15,9
2011				
18-mar	17,9	17,5	17,5	17,7
2012				
25-jul	7,8	7,9	9,4	9,9
2013				
04-ene	21,4	18,8	16,0	16,2
<i>n</i>	39	39	39	39
<i>promedio</i>	16,0	15,5	15,0	14,9
<i>máximo</i>	24,1	23,7	23,1	23,2
<i>mínimo</i>	7,8	7,9	9,4	9,7
<i>rango</i>	15,8	14,8	13,4	13,5

Conductividad

Los valores más altos de conductividad se midieron cuando la marea estaba subiendo y durante los meses estivales (Fig. 6.1.55 y 6.1.56, Tabla 6.1.9) (hasta 14.264 $\mu\text{S/cm}$ en la estación ubicada en la confluencia del río Cruces con el canal mareal Cau Cau). Durante estos meses, los niveles de conductividad en el agua mostraron mayor variación que durante los meses invernales, cuando las conductividades fueron más bajas y con menor variabilidad entre estaciones (hasta máximos de aproximadamente 100 $\mu\text{S/cm}$ (Fig. 6.1.55 y 6.1.56).

El agua de las estaciones Cruces - Cau Cau y canal mareal Cau Cau, fueron las que presentaron los niveles más altos de conductividad y de mayor variación, mientras que las conductividades más bajas se midieron en sitios de muestreo ubicados en el río Cruces, sector San Ramón y en el río Calle Calle, sector ASENAV (Fig. 6.1.55 y 6.1.56, Tabla 6.1.9).

Durante marea baja la conductividad promedio del agua del sector Cruces - canal mareal Cau Cau fue aproximadamente 1,5 y 2,7 veces más alta que la conductividad promedio del agua medida en los ríos Cruces, sector San Ramón y Calle Calle, sector ASENAV, respectivamente. Durante la misma marea, la conductividad promedio del agua del canal mareal Cau Cau fue aproximadamente 1,8 y 3,1 veces más alta, que la conductividad promedio del agua en los ríos Cruces, sector San Ramón y Calle Calle, sector ASENAV, respectivamente. Durante marea alta la conductividad del agua promedio del sector Cruces - canal mareal Cau Cau fue aproximadamente 2,0 y 2,1 veces más alta que la conductividad promedio del agua medida en los ríos Cruces, sector San Ramón y Calle Calle, sector ASENAV, respectivamente. Durante la misma marea, la conductividad promedio del agua del canal mareal Cau Cau fue aproximadamente 1,3 veces más alta que la conductividad promedio del agua en los ríos Cruces sector San Ramón y Calle Calle, sector ASENAV, respectivamente.

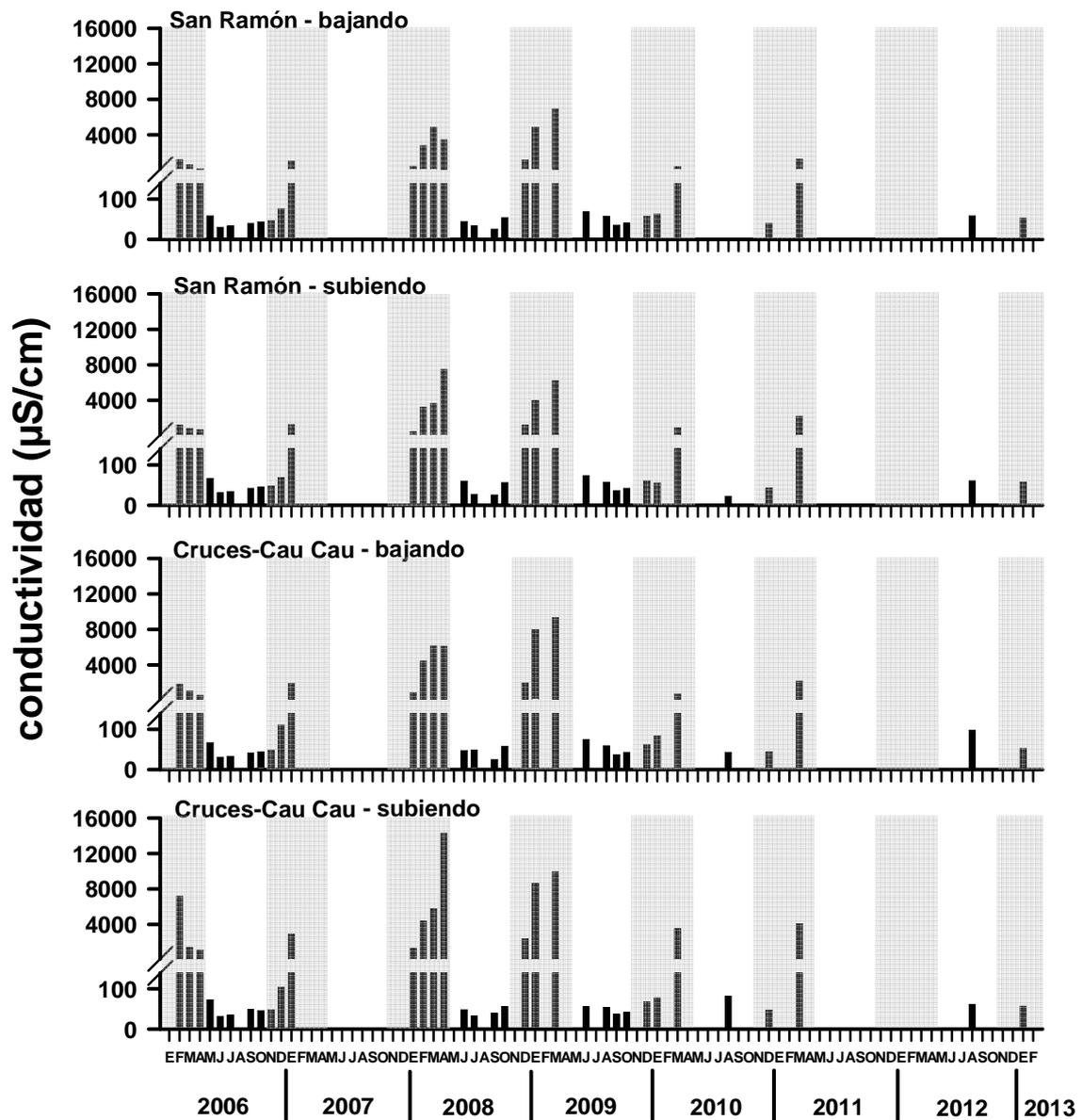


Figura 6.1.55. Variabilidad estacional de la conductividad del agua durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el río Cruces, sector San Ramón y en la confluencia del río Cruces con el canal mareal Cau Cau. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

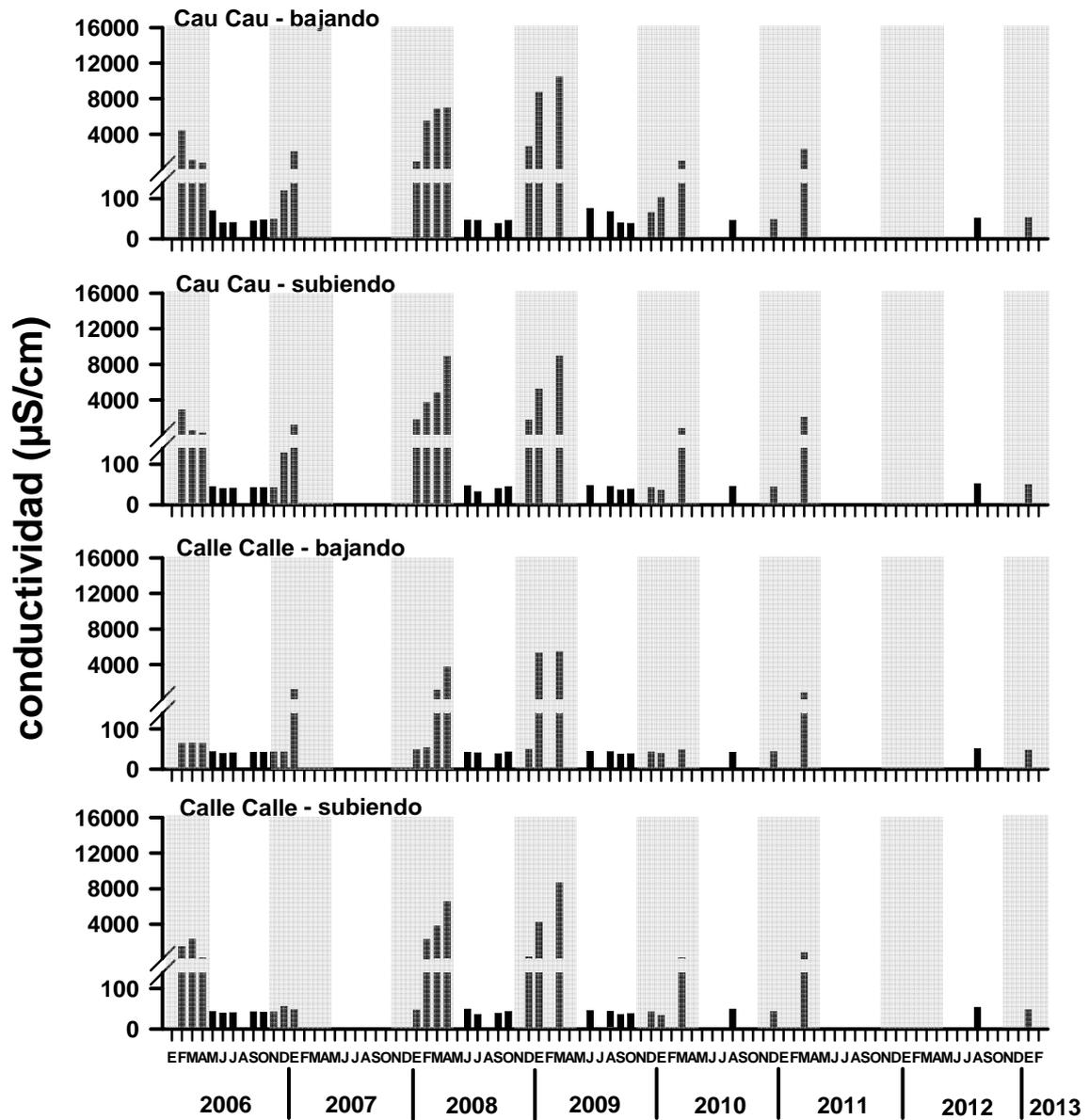


Figura 6.1.56. Variabilidad estacional de la conductividad del agua durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENNAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

Tabla 6.1.9. Variabilidad estacional de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) del agua superficial de la porción inferior del río Cruces, sector San Ramón, confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV.

	San Ramón	Cruces-Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea bajando				
2006				
28-feb	1202,3	1824,9	4386,6	64,7
15-mar	599,7	1054,9	1052,6	65,3
15-abr	148,4	594,8	744,0	64,3
20-may	58,7	67,0	69,6	43,1
14-jun	29,9	30,6	39,4	39,1
30-jul	32,9	32,7	40,4	40,1
05-sep	39,9	41,3	44,4	42,2
05-oct	43,5	44,3	46,8	41,7
18-nov	46,2	47,5	48,1	42,7
20-dic	76,0	110,7	119,4	42,7
2007				
20-ene	1031,4	1907,0	2012,5	46,9
2008				
10-ene	439,1	859,4	889,1	48,6
08-feb	2781,8	4440,0	5482,5	53,3
18-mar	4847,3	6737,5	6826,3	1124,9
08-abr	3417,0	6125,0	6960,0	3719,3
13-jun	44,8	47,1	46,5	42,2
18-jul	24,5	30,5	33,5	33,5
04-sep	25,0	25,0		38,0
14-oct	53,3	57,6	45,7	42,4
16-dic	1158,5	1954,7	2614,3	49,5
2009				
23-ene	4855,0	7965,7	8712,9	5287,1
24-mar	6929,0	9315,7	10450,0	5430,0
09-jun	68,8	74,6	75,9	44,2
03-ago	57,6	59,2	66,9	43,1
15-sep	35,4	36,6	39,4	37,2
29-oct	40,2	42,7	38,1	38,1
16-dic	57,7	62,2	66,0	42,8
2010				
19-ene	62,8	83,9	102,9	40,0
16-mar	356,3	732,9	968,4	48,0
10-ago	sd	42,5	45,9	42,4
15-dic	40,0	43,9	48,0	43,4
2011				
18-mar	1218,3	2185,0	2290,0	830,1

2012				
03-ago	57,9	97,6	51,9	50,5
2013				
04-ene	53,3	52,7	53,0	47,0
<i>n</i>	34	34	34	34
<i>promedio</i>	907,0	1377,3	1651,8	520,8
<i>máximo</i>	6929,0	9315,7	10450,0	5430,0
<i>mínimo</i>	24,5	25,0	33,5	33,5
<i>rango</i>	6904,5	9290,7	10416,5	5396,5

marea subiendo

2006				
28-feb	1190,2	7184,2	2896,6	1469,2
15-mar	822,3	1397,0	534,0	2312,8
15-abr	684,6	1146,2	297,0	175,7
20-may	66,2	73,2	44,1	43,2
14-jun	29,9	31,8	39,4	39,3
30-jul	33,0	34,6	40,5	40,2
05-sep	41,0	48,4	42,3	42,3
05-oct	44,0	45,6	42,1	41,8
18-nov	46,6	48,2	42,3	42,0
20-dic	67,8	104,1	127,9	55,6
2007				
20-ene	1261,6	2926,8	1162,6	1189,1
2008				
10-ene	496,8	1331,4	1753,7	46,4
08-feb	3250,8	4380,0	3685,6	2264,9
18-mar	3646,4	5788,6	4822,5	3802,4
08-abr	7507,3	14264,3	8875,0	6514,3
13-jun	59,3	48,2	46,4	48,4
18-jul	28,0	33,5	30,0	32,5
04-sep	25,0	26,0	39,0	38,0
14-oct	55,3	55,2	45,2	43,2
16-dic	1204,5	2392,5	1725,4	308,7
2009				
23-ene	3981,7	8621,3	5230,0	4213,6
24-mar	6227,3	9942,2	8955,7	8671,4
09-jun	72,6	55,7	47,3	44,8
03-ago	56,6	54,0	44,9	43,4
15-sep	35,7	36,7	36,0	35,4
29-oct	41,0	41,6	38,0	37,7
16-dic	59,9	67,4	41,0	42,4

2010				
19-ene	54,9	77,9	35,9	33,4
16-mar	912,5	3515,3	773,1	214,8
10-ago	21,6	81,7	45,1	48,6
15-dic	42,1	47,6	43,7	43,1
2011				
18-mar	2216,7	4060,0	2037,0	775,0
2012				
03-ago	59,9	61,3	52,2	53,5
2013				
04-ene	56,7	56,7	49,3	47,0
<i>n</i>	34	34	34	34
<i>promedio</i>	1011,8	2002,3	1285,9	966,3
<i>máximo</i>	7507,3	14264,3	8955,7	8671,4
<i>mínimo</i>	21,6	26,0	30,0	32,5
<i>rango</i>	7485,7	14238,3	8925,7	8638,9

pH

Los valores de pH en el agua no mostraron mayor variabilidad espacial (entre estaciones) o mareal (Fig. 6.1.57 y 6.1.58, Tabla 6.1.10). Los niveles más altos de pH en el agua se midieron durante los meses estivales (promedio 7,3) y los menores durante los meses invernales (promedio 6,8).

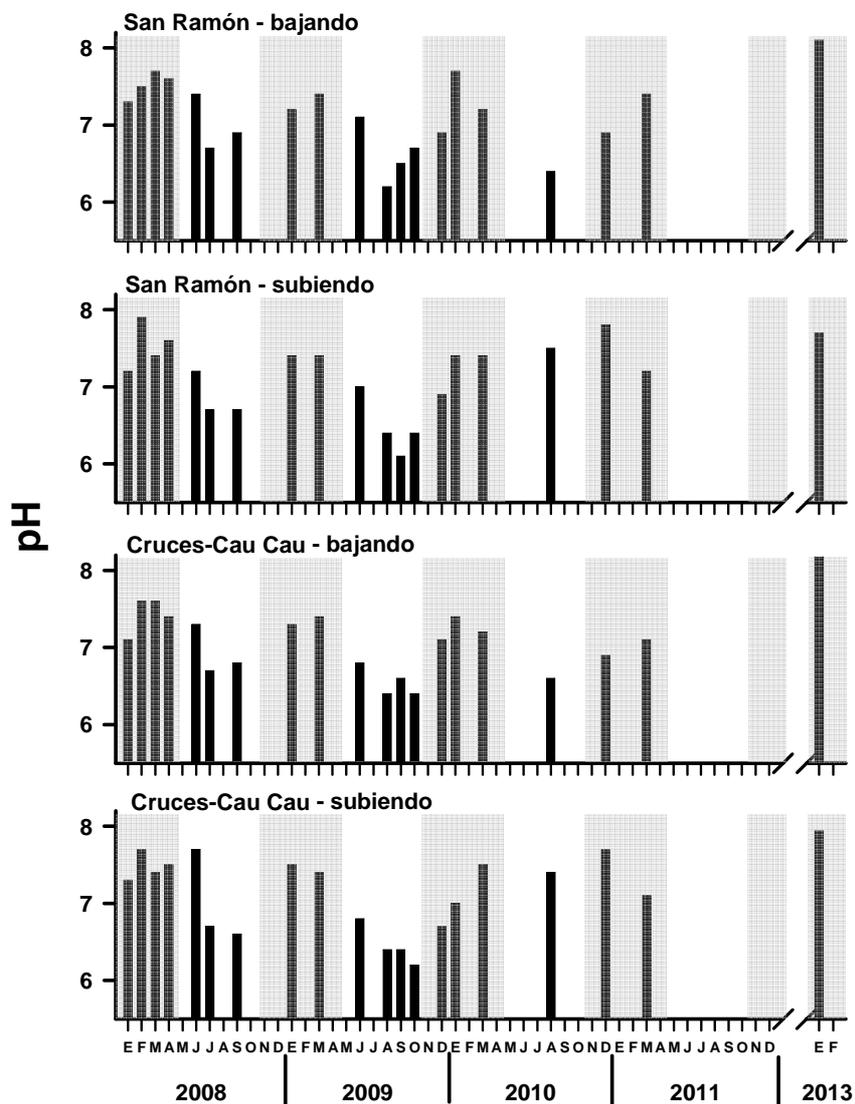


Figura 6.1.57. Variabilidad estacional del pH durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el río Cruces, sector San Ramón y en la confluencia del río Cruces con el canal mareal Cau Cau. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

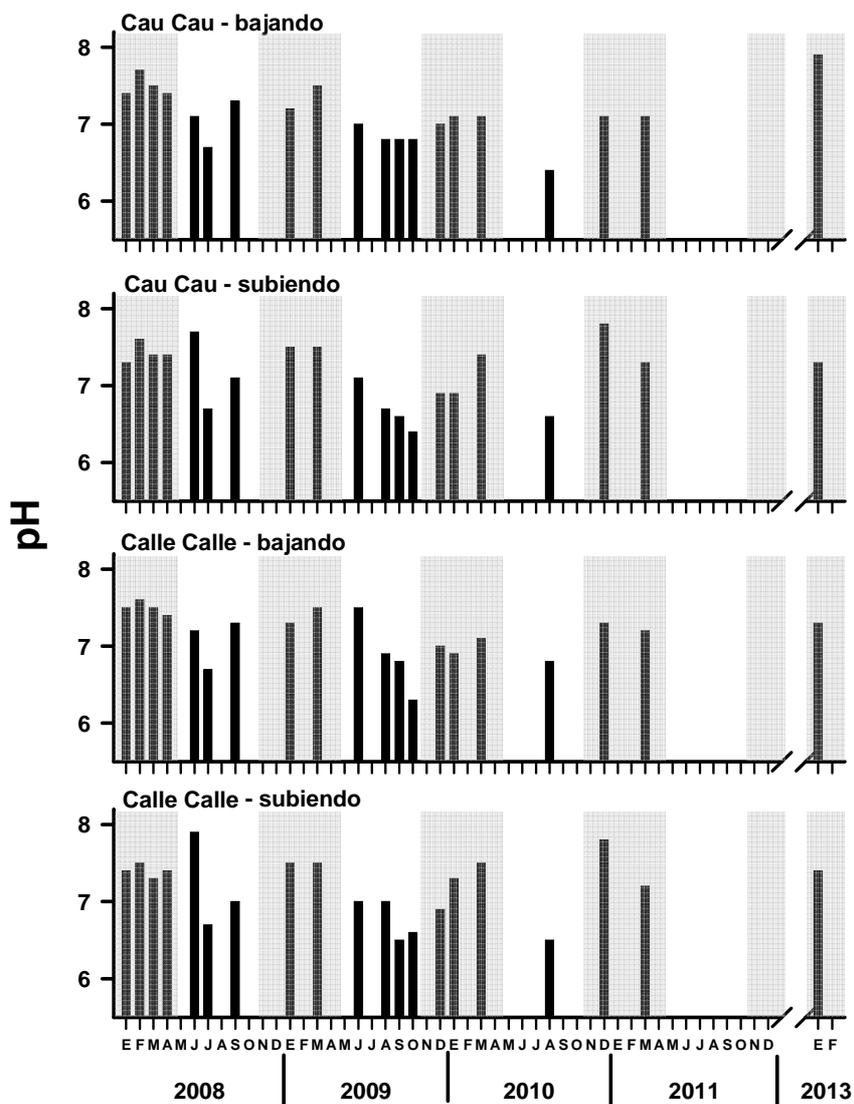


Figura 6.1.58. Variabilidad estacional del pH durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el canal marel Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

Tabla 6.1.10. Variabilidad estacional del pH del agua superficial de la porción inferior del río Cruces, sector San Ramón, confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV.

	San Ramón	Cruces - Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea bajando				
2008				
10-ene	7,3	7,1	7,4	7,5
08-feb	7,5	7,6	7,7	7,6
18-mar	7,7	7,6	7,5	7,5
08-abr	7,6	7,4	7,4	7,4
13-jun	7,4	7,3	7,1	7,2
18-jul	6,7	6,7	6,7	6,7
04-sep	6,9	6,8	7,3	7,3
14-oct	sd	sd	sd	sd
2009				
23-ene	7,2	7,3	7,2	7,3
24-mar	7,4	7,4	7,5	7,5
09-jun	7,1	6,8	7,0	7,5
03-ago	6,2	6,4	6,8	6,9
15-sep	6,5	6,6	6,8	6,8
29-oct	6,7	6,4	6,8	6,3
16-dic	6,9	7,1	7,0	7,0
2010				
19-ene	7,7	7,4	7,1	6,9
16-mar	7,2	7,2	7,1	7,1
10-ago	6,4	6,6	6,4	6,8
15-dic	6,9	6,9	7,1	7,3
2011				
18-mar	7,4	7,1	7,1	7,2
2013				
04-ene	8,1	8,2	7,9	7,3
<i>n</i>	20	20	20	20
<i>promedio</i>	7,1	7,1	7,1	7,2
<i>máximo</i>	8,1	8,2	7,9	7,6
<i>mínimo</i>	6,2	6,4	6,4	6,3
<i>rango</i>	1,9	1,8	1,5	1,3

Continuación Tabla 6.1.10

marea subiendo				
2008				
10-ene	7,2	7,3	7,3	7,4
08-feb	7,9	7,7	7,6	7,5
18-mar	7,4	7,4	7,4	7,3
08-abr	7,6	7,5	7,4	7,4
13-jun	7,2	7,7	7,7	7,9
18-jul	6,7	6,7	6,7	6,7
04-sep	6,7	6,6	7,1	7,0
14-oct	sd	sd	sd	sd
2009				
23-ene	7,4	7,5	7,5	7,5
24-mar	7,4	7,4	7,5	7,5
09-jun	7,0	6,8	7,1	7,0
03-ago	6,4	6,4	6,7	7,0
15-sep	6,1	6,4	6,6	6,5
29-oct	6,4	6,2	6,4	6,6
16-dic	6,9	6,7	6,9	6,9
2010				
19-ene	7,4	7,0	6,9	7,3
16-mar	7,4	7,5	7,4	7,5
10-ago	7,5	7,4	6,6	6,5
15-dic	7,8	7,7	7,8	7,8
2011				
18-mar	7,2	7,1	7,3	7,2
2013				
04-ene	7,7	7,9	7,3	7,4
<i>n</i>	20	20	20	20
<i>promedio</i>	7,1	7,1	7,1	7,2
<i>máximo</i>	7,9	7,9	7,8	7,9
<i>mínimo</i>	6,1	6,2	6,4	6,5
<i>rango</i>	1,8	1,7	1,4	1,4

Sólidos suspendidos totales y transparencia del agua (disco Secchi)

La concentración de sólidos suspendidos totales varió inversamente con la transparencia del agua (medida con disco Secchi); *i.e.* a mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales menor fue la transparencia del agua y *viceversa* (Fig. 6.1.59 y 6.1.60, Tabla 6.1.11 y 6.1.12). Los resultados de un análisis de regresión llevados a cabo con el conjunto de datos (*i.e.* todas las estaciones, fechas y mareas) muestra los siguientes valores para la respectiva ecuación: transparencia del agua en m = $2,86 - 0,06 \times$ concentración de sólidos suspendidos totales en mg/L; $p = < 0,001$, $r = 0,52$.

En general, los valores más altos de concentración de sólidos suspendidos en el agua (y más bajos de transparencia), se midieron durante los meses estivales en aguas del río Cruces, sector San Ramón, desde donde disminuyen gradualmente hasta aguas superficiales del río Calle Calle (Fig. 6.1.59 y 6.1.60). Esta última estación es la que menos variabilidad temporal presentó, tanto en concentraciones de sólidos suspendidos como en transparencia de agua.

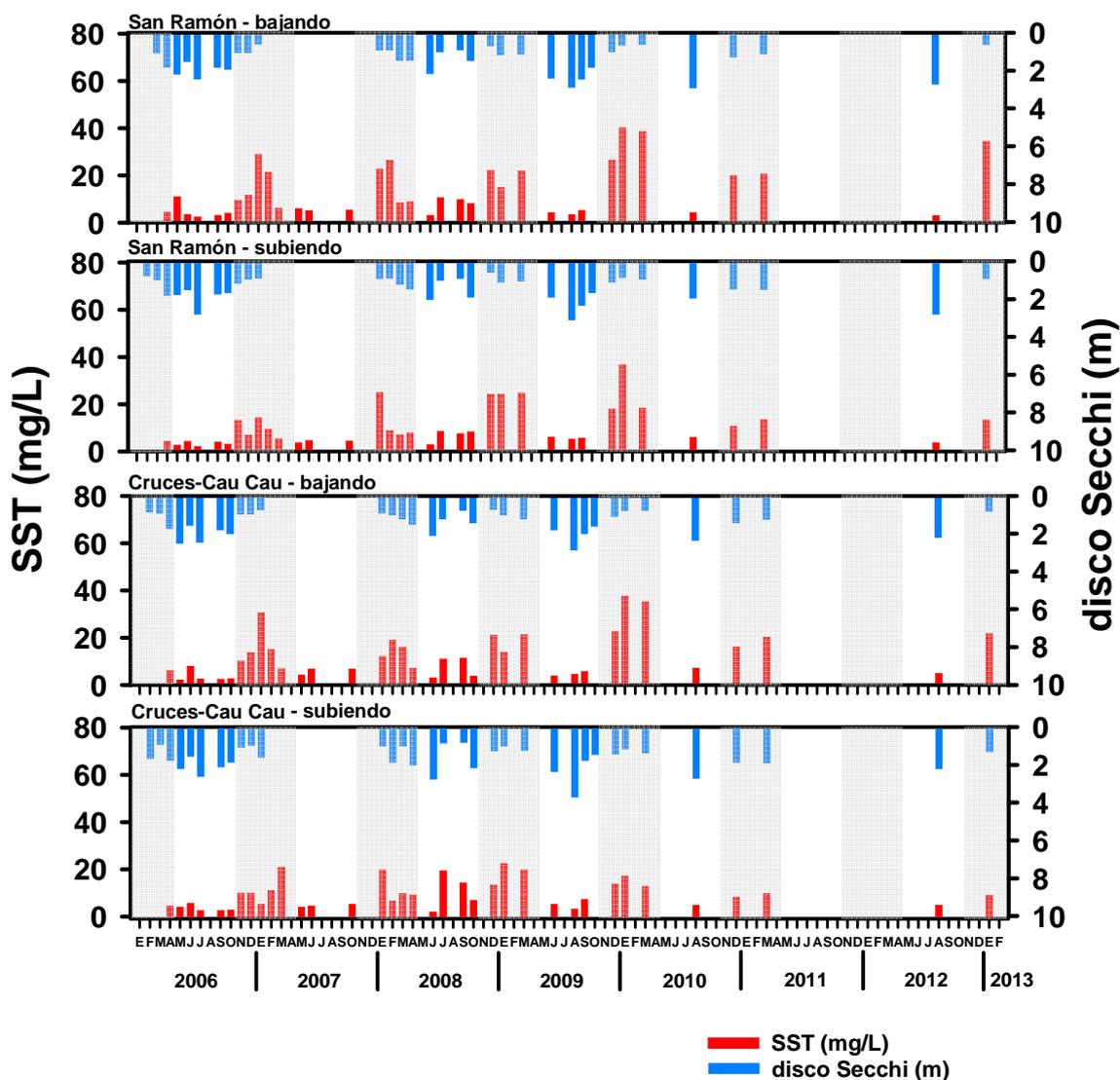


Figura 6.1.59. Variabilidad estacional de los sólidos suspendidos totales y transparencia del agua (disco Secchi) durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el río Cruces, sector San Ramón y en la confluencia del río Cruces con el canal mareal Cau Cau. La columna achurada incluye meses estivales (noviembre a abril).

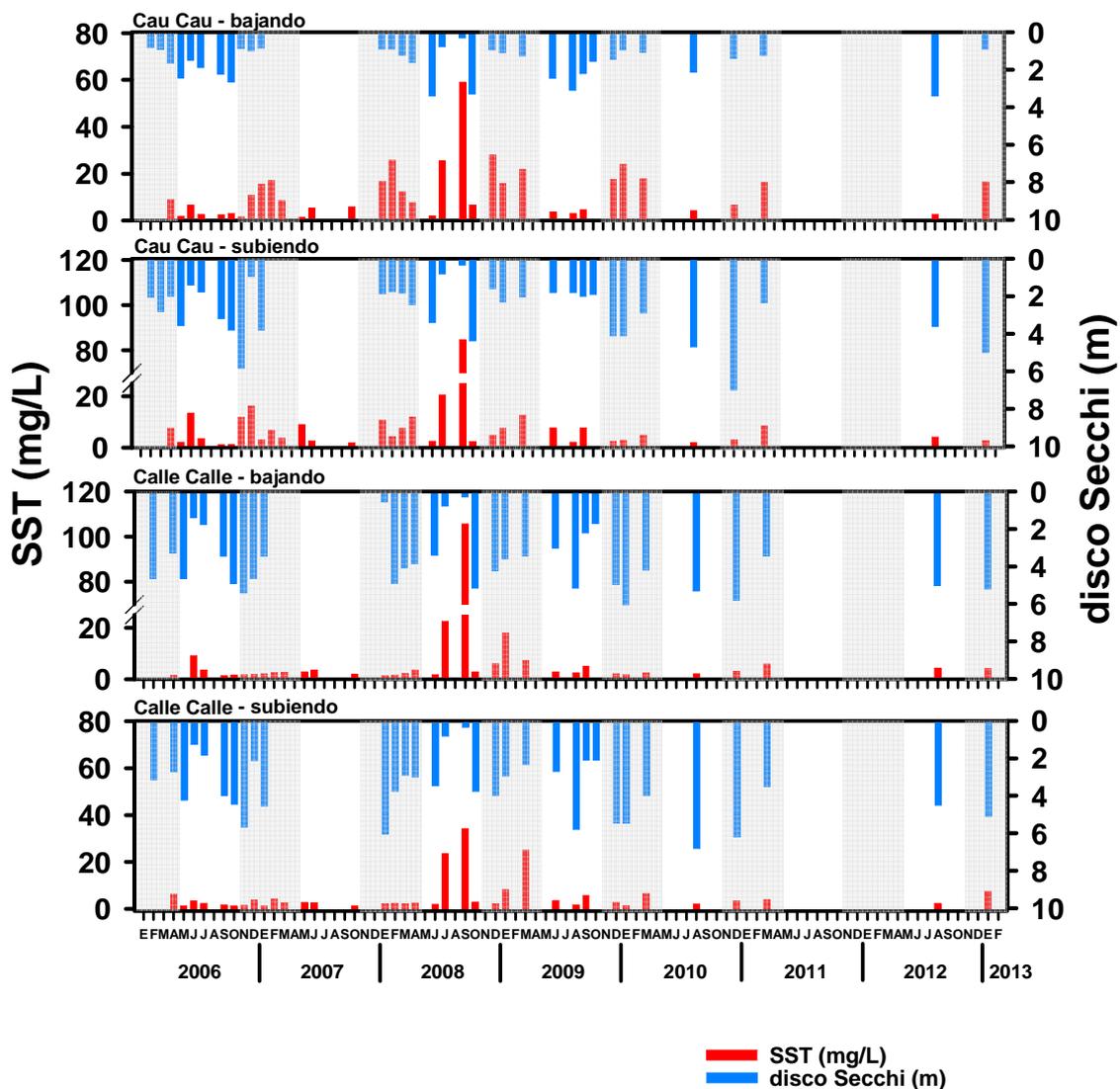


Figura 6.1.60. Variabilidad estacional de los sólidos suspendidos totales y transparencia del agua (disco Secchi) durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en el canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril).

Tabla 6.1.11. Variabilidad estacional de los sólidos suspendidos totales (mg/L) del agua superficial de la porción inferior del río Cruces, sector San Ramón, confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV.

	San Ramón	Cruces - Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea bajando				
2006				
15-abr	4,5	6,1	8,9	1,5
20-may	10,9	2,1	1,7	0,7
14-jun	3,4	7,9	6,4	9,1
30-jul	2,4	2,5	2,6	3,6
05-sep	3,1	2,4	2,5	1,3
05-oct	4,0	2,6	2,9	1,6
18-nov	9,4	10,2	1,6	1,7
20-dic	11,6	13,6	10,6	1,8
2007				
20-ene	29,0	30,6	15,5	2,0
20-feb	21,3	15,0	17,1	2,6
31-mar	6,1	6,9	8,5	2,7
15-may	5,9	4,2	1,4	2,8
28-jun	5,0	6,8	5,2	3,6
01-oct	5,3	6,7	5,8	1,9
2008				
10-ene	22,7	12,1	16,7	1,3
08-feb	26,4	19,0	25,7	1,6
18-mar	8,5	15,9	12,2	2,2
08-abr	8,8	7,0	7,5	3,5
13-jun	3,0	3,1	1,9	1,7
18-jul	10,6	10,9	25,5	22,4
04-sep	9,8	11,4	59,0	105,6
14-oct	8,0	3,8	6,6	2,8
16-dic	22,2	21,1	28,0	6,0
2009				
23-ene	14,9	13,8	15,7	17,9
24-mar	21,9	21,4	21,9	7,2
09-jun	4,2	3,9	3,6	2,8
03-ago	3,3	4,5	3,0	2,4
15-sep	5,2	5,7	4,6	5,0
16-dic	26,5	22,6	17,5	2,1
2010				
19-ene	40,2	37,7	24,0	1,7
16-mar	38,6	35,2	17,8	2,4
10-ago	4,2	7,2	4,2	2,0
15-dic	19,9	16,1	6,4	3,0

Continuación **Tabla 6.1.11.**

2011				
18-mar	20,5	20,2	16,3	5,8
2012				
03-ago	2,9	5,0	2,6	4,1
2013				
04-ene	34,4	21,7	16,5	4,1
<i>n</i>	36	36	36	36
<i>promedio</i>	13,3	12,1	11,9	6,8
<i>máximo</i>	40,2	37,7	59,0	105,6
<i>mínimo</i>	2,4	2,1	1,4	0,7
<i>rango</i>	37,8	35,6	57,6	104,9
	San Ramón	Cruces - Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea subiendo				
2006				
15-abr	4,4	4,5	7,4	6,2
20-may	2,6	4,0	2,0	1,2
14-jun	4,2	5,4	13,3	3,3
30-jul	2,1	2,5	3,4	2,2
05-sep	4,0	2,5	1,0	1,6
05-oct	3,1	2,8	1,2	1,2
18-nov	13,2	9,9	11,7	1,4
20-dic	6,9	9,9	16,2	3,8
2007				
20-ene	14,2	5,1	3,0	1,2
20-feb	9,4	10,8	6,7	4,2
31-mar	5,4	20,7	3,7	2,5
15-may	3,7	4,0	8,9	2,7
28-jun	4,7	4,5	2,6	2,5
01-oct	4,4	5,0	1,8	1,2
2008				
10-ene	24,9	19,7	10,6	2,1
08-feb	8,9	6,6	4,3	2,2
18-mar	7,0	9,7	7,5	2,1
08-abr	7,9	9,0	11,9	2,4
13-jun	3,0	1,9	2,4	1,9
18-jul	8,4	19,4	20,5	23,5
04-sep	7,6	14,0	84,6	34,1
14-oct	8,3	6,7	2,3	2,8
16-dic	24,1	13,4	4,7	2,1

Continuación Tabla 6.1.11.

2009				
23-ene	24,3	22,5	7,5	8,2
24-mar	24,8	19,7	12,5	25,0
09-jun	6,1	5,1	7,6	3,5
03-ago	5,2	3,2	2,1	1,6
15-sep	5,7	7,1	7,6	5,6
16-dic	18,0	13,8	2,4	2,7
2010				
19-ene	36,7	17,1	2,8	1,3
16-mar	18,3	12,8	4,8	6,4
10-ago	6,0	4,8	1,9	2,0
15-dic	10,7	8,1	3,0	3,3
2011				
18-mar	13,5	9,6	8,4	3,9
2012				
03-ago	3,7	4,8	4,1	2,2
2013				
04-ene	13,3	8,9	2,7	7,4
<i>n</i>	36	36	36	36
<i>promedio</i>	10,2	9,2	8,3	5,0
<i>máximo</i>	36,7	22,5	84,6	34,1
<i>mínimo</i>	2,1	1,9	1,0	1,2
<i>rango</i>	34,6	20,6	83,6	32,9

Tabla 6.1.12. Variabilidad estacional del disco Secchi (transparencia del agua (m)) del agua superficial de la porción inferior del río Cruces, sector San Ramón, confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV.

	San Ramón	Cruces - Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea bajando				
2006				
28-feb	sd	0,9	0,8	4,7
15-mar	1,1	0,9	0,9	sd
15-abr	1,8	1,7	1,7	3,3
20-may	2,2	2,5	2,4	4,6
14-jun	1,5	1,6	1,5	1,4
30-jul	2,4	2,5	1,9	1,8
05-sep	1,8	1,8	2,2	3,5
05-oct	1,9	2,0	2,7	4,9
18-nov	1,0	1,0	0,9	5,4
20-dic	1,1	1,0	1,0	4,7
2007				
20-ene	0,6	0,7	0,8	3,5
2008				
10-ene	0,9	0,9	0,9	0,6
08-feb	0,9	1,0	0,9	4,9
18-mar	1,4	1,2	1,2	4,1
08-abr	1,5	1,5	1,6	3,9
13-jun	2,2	2,1	3,4	3,4
18-jul	1,0	1,2	0,8	0,8
04-sep	0,9	0,8	0,3	0,3
14-oct	1,5	1,4	3,3	5,2
16-dic	0,7	0,7	1,0	4,2
2009				
23-ene	1,2	1,0	1,1	3,6
24-mar	1,1	1,2	1,3	3,4
09-jun	2,4	1,8	2,5	3,0
03-ago	2,9	2,9	3,1	5,2
15-sep	2,5	2,0	2,2	2,2
29-oct	1,8	1,6	1,5	1,7
16-dic	1,0	1,1	1,5	5,0
2010				
19-ene	0,7	0,8	1,0	6,1
16-mar	0,6	0,8	1,1	4,2
10-ago	2,9	2,3	2,1	5,3
15-dic	1,3	1,4	1,4	5,8
2011				
18-mar	1,1	1,3	1,3	3,4

2012				
03-ago	2,7	2,2	3,4	5,0
2013				
04-ene	0,6	0,8	0,9	5,2
n	33	34	34	33
promedio	1,5	1,4	1,6	3,8
máximo	2,9	2,3	2,1	6,1
mínimo	0,6	0,9	0,8	0,3
rango	2,3	1,4	1,3	5,8
	San Ramón	Cruces - Cau Cau	Cau Cau	Calle Calle
marea subiendo				
2006				
28-feb	0,8	1,7	2,1	3,2
15-mar	1,0	0,9	2,8	0,0
15-abr	1,8	1,8	2,0	2,7
20-may	1,8	2,2	3,6	4,2
14-jun	1,5	1,6	1,4	1,3
30-jul	2,8	2,6	1,8	1,8
05-sep	1,7	2,1	3,2	4,0
05-oct	1,6	1,9	3,8	4,5
18-nov	1,2	1,1	5,8	5,7
20-dic	0,9	1,0	1,0	2,1
2007				
20-ene	0,9	1,6	3,8	4,5
2008				
10-ene	0,9	1,0	1,9	6,1
08-feb	0,9	1,9	1,8	3,8
18-mar	1,2	1,0	1,8	2,9
08-abr	1,5	2,0	2,5	3,0
13-jun	2,0	2,8	3,4	3,5
18-jul	1,0	0,8	0,8	0,8
04-sep	0,9	0,8	0,3	0,4
14-oct	1,9	2,2	4,4	3,8
16-dic	0,6	1,3	1,6	4,0
2009				
23-ene	1,1	1,0	2,3	3,0
24-mar	1,0	1,2	2,0	2,3
09-jun	1,9	2,4	1,8	2,7
03-ago	3,1	3,7	1,8	5,8
15-sep	2,3	1,8	2,0	2,1

29-oct	1,7	1,5	1,9	2,1
16-dic	1,1	1,4	4,1	5,5
2010				
19-ene	0,9	1,2	4,1	5,5
16-mar	1,0	1,4	2,9	4,0
10-ago	2,0	2,7	4,7	6,8
15-dic	1,5	1,9	7,0	6,2
2011				
18-mar	1,5	1,9	2,3	3,5
2012				
03-ago	3,6	4,5	2,8	2,2
2013				
04-ene	0,9	1,3	5,0	5,1
<i>n</i>	34	34	34	34
<i>promedio</i>	1,5	1,8	2,8	3,5
<i>máximo</i>	36,7	22,5	84,6	34,1
<i>mínimo</i>	2,1	1,9	1,0	1,2
<i>rango</i>	34,6	20,6	83,6	32,9

Metales pesados suspendidos

El metal pesado con las mayores concentraciones en el agua fue el hierro, seguido por aluminio y manganeso. Las mayores concentraciones promedio de estos metales se midieron en las estaciones Cruces -Cau Cau y canal mareal Cau Cau. (Fig. 6.1.61, 6.1.62 y 6.1.63, Tabla 6.1.13). En la estación Calle Calle, sector ASENNAV, fue donde se midieron las menores concentraciones promedio de metales suspendidos, no observándose en general, diferencias entre marea subiendo y bajando como en las otras dos estaciones.

En general, las mayores concentraciones de metales suspendidos se midieron durante los meses estivales. La mayor concentración de hierro en el agua (2,640 mg/L) se midió durante febrero del año 2008 en la estación canal mareal Cau Cau y cuando la marea estaba bajando (*i.e.* aguas provenientes del río Cruces), mientras que la menor (0,050 mg/L) se midió durante febrero del año 2006 en estación Calle Calle (periodo de marea baja), sector ASENNAV. A su vez, la mayor concentración de aluminio en el agua (1,133 mg/L) se midió durante agosto del año 2012 en la estación Cruces - Cau Cau (marea bajando), mientras que la menor (<0,020 mg/L) (marea subiendo) se midió durante julio del año 2006 en la estación Cruces – Cau Cau. Para el manganeso, la mayor concentración en el agua (0,150 mg/L) (marea bajando) se midió durante febrero del año 2007 en la estación Cruces - Cau Cau (marea bajando), mientras que la menor (0,004 mg/L) se midió durante febrero del año 2006 y febrero del año 2008 (Tabla 6.1.13).

Metales pesados disueltos

Las concentraciones de metales pesados disueltos en el agua de las estaciones Cruces - Cau Cau, canal mareal Cau Cau y Calle Calle (sector ASENNAV) durante todo el periodo temporal analizado estuvieron, en su mayoría, bajo el rango mínimo de detección del método utilizado o muy cercano a este

(hierro= $<0,010$ mg/L, aluminio= $<0,020$ mg/L, manganeso= $<0,003$ mg/L. SERNAGEOMIN,)

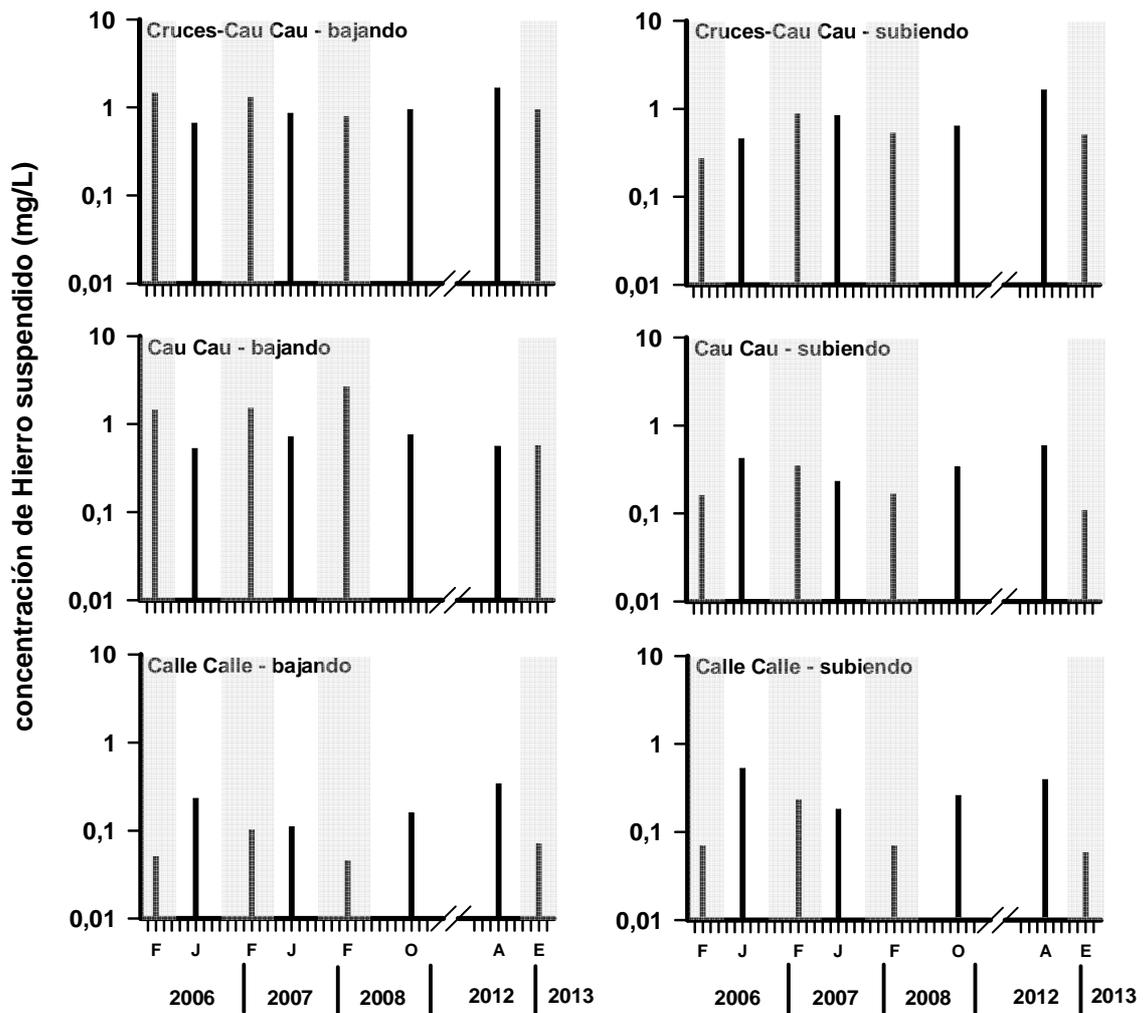


Figura 6.1.61. Variabilidad estacional de la concentración de hierro suspendido (mg/L) en el agua durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en la confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril). Nota: la escala del eje Y es logarítmica.

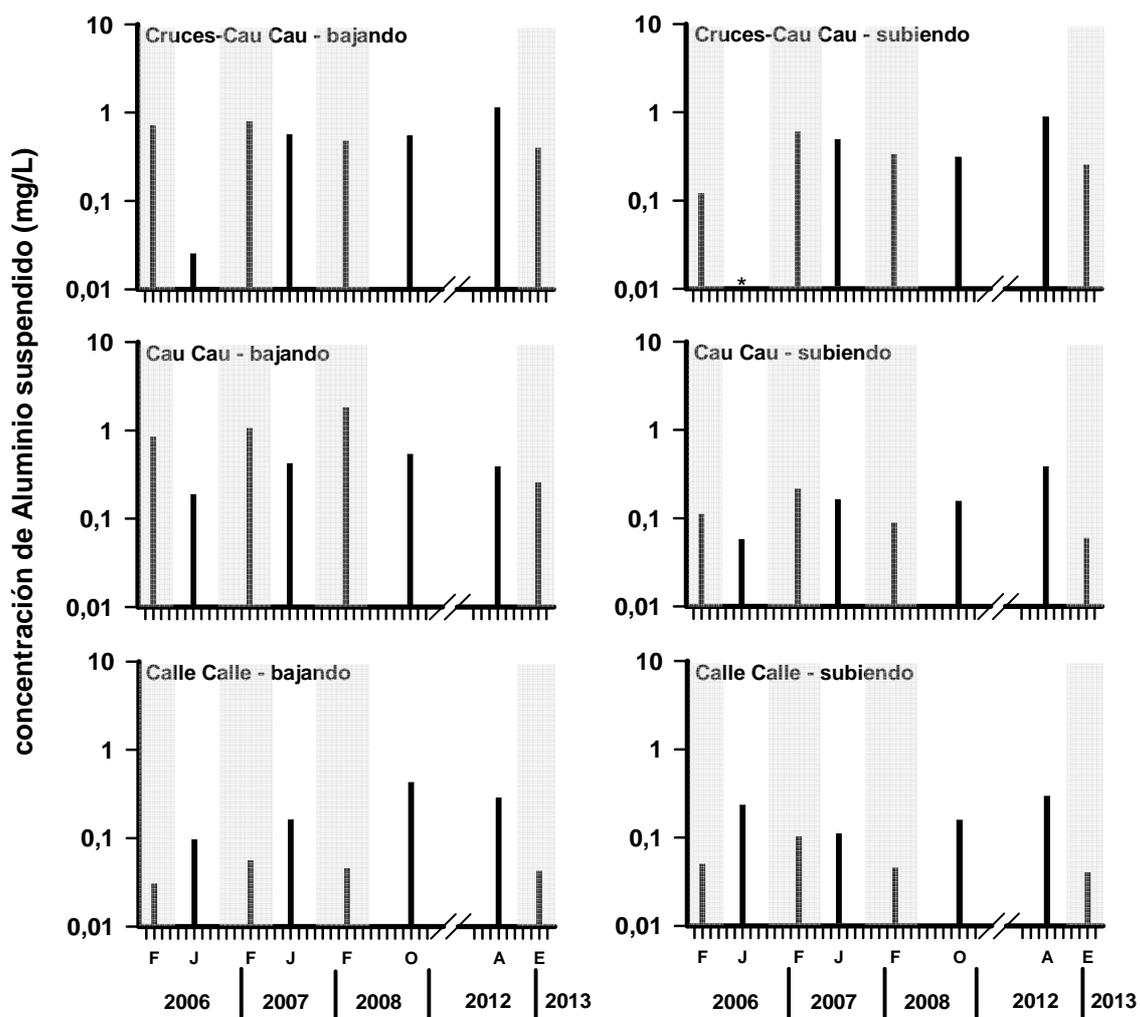


Figura 6.1.62. Variabilidad estacional de la concentración de aluminio suspendido (mg/L) en el agua durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en la confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril). * = valores bajo el rango mínimo detectable (<0.020 mg/L). Nota: la escala del eje Y es logarítmica.

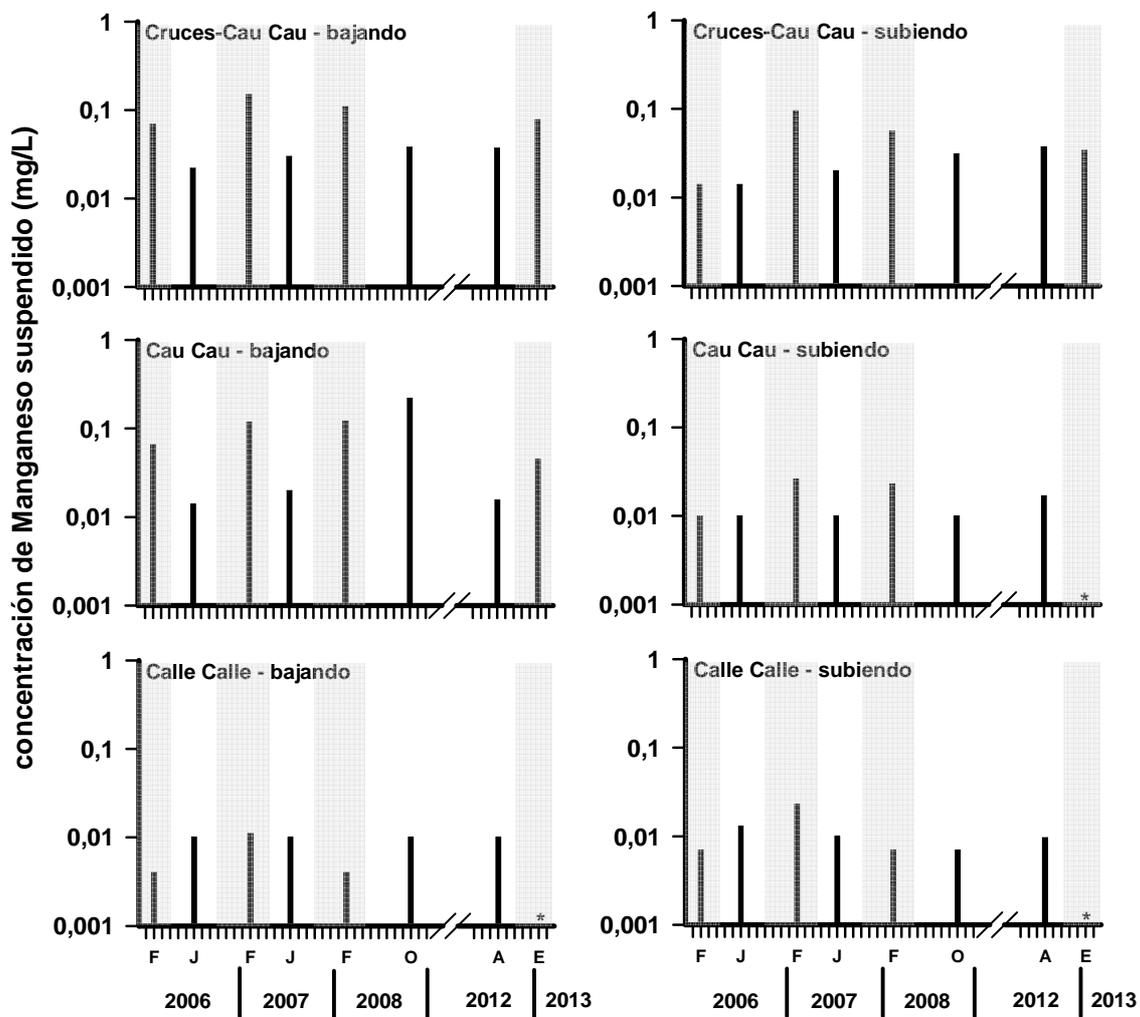


Figura 6.1.63. Variabilidad estacional de la concentración de manganeso suspendido (mg/L) en el agua durante dos períodos mareales (bajando y subiendo) en la confluencia de los ríos Cruces y canal marel Cau Cau, canal marel Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV. La columna achurada demarca meses del período estival (noviembre a abril). * = valores bajo el rango mínimo detectable (<0.003 mg/L). Nota: la escala del eje Y es logarítmica.

Tabla 6.1.13. Variabilidad estacional de la concentración de hierro, aluminio y manganeso suspendidos en el agua superficial de la porción inferior del río Cruces: confluencia de los ríos Cruces y canal mareal Cau Cau, canal mareal Cau Cau y río Calle Calle, sector ASENAV.

	hierro susp. (mg/L)	aluminio susp. (mg/L)	manganeso susp. (mg/L)
<u>Cruces - Cau Cau</u>			
marea bajando			
febrero 2006	1,450	0,700	0,069
julio 2006	0,660	0,025	0,022
febrero 2007	1,298	0,790	0,150
julio 2007	0,860	0,560	0,030
febrero 2008	0,785	0,475	0,109
octubre 2008	0,936	0,542	0,038
agosto 2012	1,657	1,133	0,037
enero 2013	0,937	0,396	0,078
<i>n</i>	8	8	8
<i>promedio</i>	1,073	0,578	0,067
<i>máximo</i>	1,657	1,133	0,150
<i>mínimo</i>	0,660	0,025	0,022
<i>rango</i>	0,997	1,108	0,128
marea subiendo			
febrero 2006	0,270	0,120	0,014
julio 2006	0,456	<0,020	0,014
febrero 2007	0,881	0,596	0,095
julio 2007	0,840	0,490	0,020
febrero 2008	0,530	0,330	0,056
octubre 2008	0,636	0,310	0,031
agosto 2012	1,627	0,883	0,037
enero 2013	0,504	0,252	0,034
<i>n</i>	8	8	8
<i>promedio</i>	0,718	0,426	0,038
<i>máximo</i>	1,627	0,883	0,095
<i>mínimo</i>	0,270	<0,020	0,014
<i>rango</i>	1,357	0,883	0,081
<u>Cau Cau</u>			
marea bajando			
febrero 2006	1,430	0,840	0,066
julio 2006	0,528	0,188	0,014
febrero 2007	1,514	1,049	0,119
julio 2007	0,710	0,420	0,020
febrero 2008	2,640	1,795	0,121

octubre 2008	0,751	0,533	0,022
agosto 2012	0,557	0,387	0,016
Continuación Tabla 6.1.13.			
enero 2013	0,567	0,256	0,045
<i>n</i>	8	8	8
<i>promedio</i>	1,087	0,683	0,053
<i>máximo</i>	2,640	1,795	0,121
<i>mínimo</i>	0,528	0,188	0,014
<i>rango</i>	2,112	1,607	0,107
marea subiendo			
febrero 2006	0,160	0,110	0,010
julio 2006	0,422	0,057	0,010
febrero 2007	0,347	0,213	0,026
julio 2007	0,230	0,160	0,010
febrero 2008	0,165	0,088	0,023
octubre 2008	0,336	0,155	0,010
agosto 2012	0,590	0,380	0,017
enero 2013	0,108	0,059	<0.003
<i>n</i>	8	8	8
<i>promedio</i>	0,295	0,153	0,015
<i>máximo</i>	0,590	0,380	0,026
<i>mínimo</i>	0,108	0,057	<0.003
<i>rango</i>	0,482	0,323	0,026
<u>Calle Calle</u>			
marea bajando			
febrero 2006	0,050	0,030	0,004
julio 2006	0,445	0,096	0,010
febrero 2007	0,149	0,055	0,011
julio 2007	0,250	0,160	0,010
febrero 2008	0,065	0,045	0,004
octubre 2008	0,515	0,425	0,010
agosto 2012	0,337	0,283	0,010
enero 2013	0,070	0,042	<0.003
<i>n</i>	8	8	8
<i>promedio</i>	0,235	0,142	0,008
<i>máximo</i>	0,515	0,425	0,011
<i>mínimo</i>	0,050	0,030	<0.003
<i>rango</i>	0,465	0,395	0,011
marea subiendo			
febrero 2006	0,070	0,050	0,007
julio 2006	0,525	0,232	0,013
febrero 2007	0,233	0,102	0,023
julio 2007	0,180	0,110	0,010

febrero 2008	0,070	0,045	0,007
octubre 2008	0,258	0,157	0,007
Continuación Tabla 6.1.13.			
agosto 2012	0,393	0,293	0,010
enero 2013	0,058	0,040	<0.003
<i>n</i>	8	8	8
<i>promedio</i>	0,223	0,129	0,011
<i>máximo</i>	0,525	0,293	0,023
<i>mínimo</i>	0,058	0,040	<0.003
<i>rango</i>	0,467	0,253	0,023

Conclusiones

La temperatura y concentración de sólidos suspendidos en el agua mostraron un patrón de disminución gradual aguas abajo del humedal; es decir desde la estación ubicada en el sector San Ramón hasta la ubicada en el río Calle Calle, sector ASENAV. Los valores de pH del agua no mostraron diferencias entre las cuatro estaciones analizadas.

Los valores más altos de conductividad se detectaron cuando la marea estaba subiendo y en las estaciones Cruces - Cau Cau y canal mareal Cau Cau, mientras que los más bajos se detectaron cuando la marea estaba bajando y en las estaciones San Ramón y Calle Calle, sector ASENAV.

Los valores de temperatura, conductividad, pH y concentración de sólidos suspendidos en el agua de las cuatro estaciones analizadas fluctuaron de forma estacional, con los mayores valores durante los meses estivales y los menores durante los meses invernales, destacando la conductividad, la cual fluctuó en varios órdenes de magnitud.

Las mayores concentraciones de metales pesados suspendidos se midieron en las estaciones Cruces - Cau Cau y canal mareal Cau Cau, y las menores en la estación Calle Calle, sector ASENAV. Los valores de concentración de hierro, aluminio y manganeso fueron similares a través de los años.

6.2) EN RELACIÓN AL ESTADO ACTUAL DE LOS COMPONENTES ABIÓTICOS:

6.2.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 3: CARACTERIZAR LA HIDRODINÁMICA QUE GOBIERNA EL FUNCIONAMIENTO DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES.

Antecedentes

El río Cruces forma parte, junto al río Calle Calle, de la cuenca del estuario del río Valdivia y se ubica entre los territorios de la Región de la Araucanía y de Los Ríos. La cuenca del río Cruces tiene una superficie total de 3.144 km², lo que corresponde al 30% de la superficie de la cuenca del río Valdivia.

El sistema estuarial del cual forma parte el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, es de tipo neotectónico, positivo y de mezcla parcial. Neotectónico, porque los procesos de hundimiento cosísmico asociados a terremotos gigantes (Pino, 1995; Cisternas *et al.*, 2005), originan el equivalente de una ingresión marina del orden de dos metros, proceso que se revierte en los siguientes 300 años con una recuperación de la altura del continente equivalente a una regresión. Por ejemplo, para el estuario del río Maullín, Cisternas *et al.* (2005) han descrito hasta siete de estos ciclos en los últimos 2000 años. Positivo, porque la gradiente de salinidad horizontal es siempre mayor en la boca o desembocadura que el estuario y menor en la parte superior o cabezal del estuario, situación que se opone a aquellos estuarios donde la evaporación en la cabecera es mayor que el aporte de agua dulce, tal como había sido descrito para los estuarios de los ríos Tubul y Raqui (Constabel, 1993) con anterioridad al terremoto del 27 de febrero del año 2010. De mezcla parcial o parcialmente mezclado, porque la energía mareal supera la energía fluvial, originando que el agua salada marina más densa que penetra por el lecho del estuario se mezcle con el agua dulce fluvial, originándose un gradiente vertical y horizontal de salinidad. La sal que se pierde

por esta mezcla es reemplazada por la inyección de nueva agua marina que forma una corriente residual dirigida hacia el cabezal del estuario (Pino *et al.*, 1994).

El río Cruces nace en la precordillera andina, en un lugar que se encuentra entre los lagos Villarrica y Calafquén, y drena la depresión de San José en la parte norte de la Provincia de Valdivia, avanzando de este a oeste, hasta confluir con el río Valdivia. En sus casi 170 km de recorrido, pasa por las localidades de Loncoche, Lanco y San José de la Mariquina. De acuerdo a las estadísticas fluviométricas de la DGA, (mediciones obtenidas en Rucaco), el río Cruces tiene un caudal medio anual del orden de $92 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Sus principales afluentes o tributarios son el río Purulón, río Nanihue, río Cudico, río Pichoy, río Santa María y río Cayumapu. De acuerdo a los datos del Catastro de Bosque Nativo (CONAF, 1999) un 54% de la superficie de la cuenca es ocupada para el desarrollo de actividades agropecuarias, un 27% por bosque nativo, un 14.5% por plantaciones exóticas y aproximadamente un 4.5% por matorrales, humedales y áreas urbanas.

Ocupando parte importante del estuario del río Cruces se ubica el Santuario de la Naturaleza e Investigación Científica Carlos Anwandter, humedal que se originó por subsidencia o hundimiento continental durante el terremoto del 22 de mayo de 1960. El humedal fue declarado sitio Ramsar por ser un sitio relevante, en cuanto a biodiversidad sobre todo, avifauna y plantas. El Santuario de la Naturaleza tiene una superficie de 4.877 Ha y es un humedal costero estuarial. En este caso, el límite de ingesión de la sal corresponde al canal mareal Cau Cau, por lo que el humedal es un estuario afectado sólo por corrientes mareales, las que alcanzan hasta aproximadamente el sector del fuerte San Luis de Alba. La Tabla 6.2.1. y la Figura 6.2.1 (fuente: datos originales obtenidos por Mario Pino, UACH, durante el año 2006) dan cuenta de esta situación; la amplitud de la marea en este sector del río Cruces es alrededor de 70 cm. Por lo tanto y a diferencia de un río donde siempre es posible, determinar el caudal unidireccional del mismo mediante una

medición de la altura del espejo de agua, en un estuario como es el caso del río Cruces, el diseño muestral se dificulta, ya que tal relación no existe.

Tabla 6.2.1. Resumen de registros de marea en la estación San Luis de Alba, cabezal del río Cruces. Nótese la disminución en los valores máximos y mínimos de altura de marea desde febrero a abril, período de menor caudal o gasto fluvial.

día inicial	03-02-06	23-02-06	15-03-06	03-04-06
día final	23-02-06	15-03-06	03-04-06	07-04-06
media	1,53	1,46	1,37	1,31
máxima	1,84	1,81	1,74	1,61
mínima	1,17	1,12	1,00	0,94
amplitud	0,67	0,68	0,74	0,67

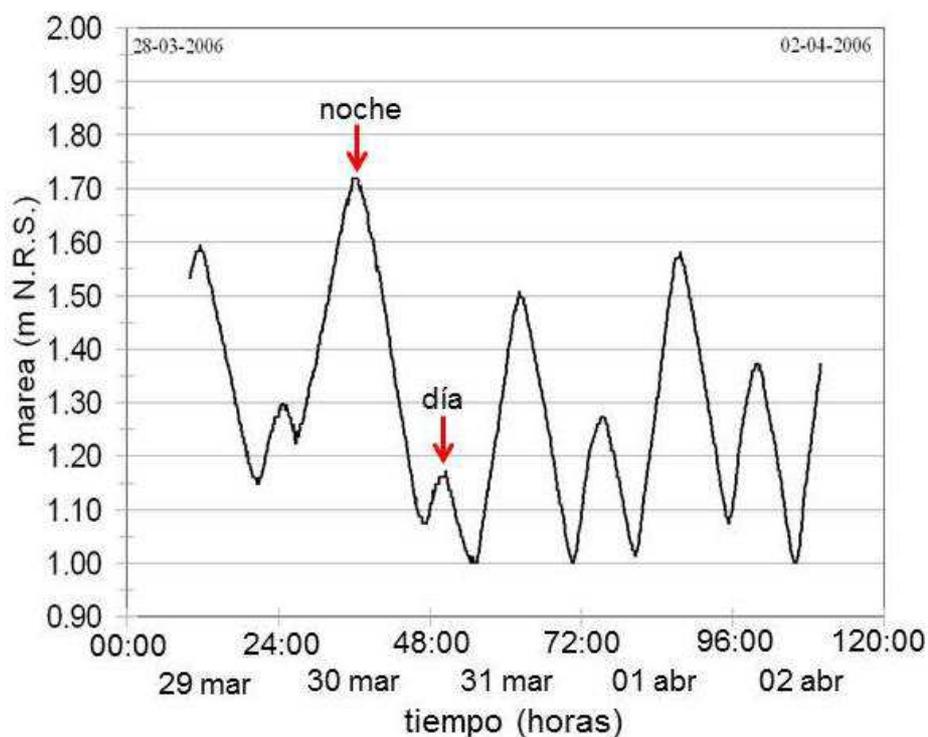


Figura 6.2.1. Onda de marea registrada en el cabezal del río Cruces, sector San Luis de Alba entre el 28 de marzo y el 3 de abril de 2006. Se observa una marcada desigualdad diurna.

Mediciones anteriores realizadas en el río Cruces, sector Tres Bocas (Fig. 6.2.2), mediante análisis eulerianos de flujos residuales, muestran claramente el enorme efecto de la marea en el transporte de cualquier sustancia conservativa en dirección aguas arriba, especialmente durante la noche (cf. Fig. 6.2.1). En este sector y cerca de la pleamar nocturna (2 a.m.) el caudal dirigido aguas arriba es de casi $1200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, mientras que al final de la bajamar es de $900 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. En la misma sección y en las cercanías de la confluencia con el río Chorocamayo, los flujos instantáneos hacia la cabecera del estuario durante la noche alcanzan un poco más de $500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Como en esta parte del estuario el ancho del canal es de solo 160 m, las velocidades que se alcanzan sobrepasan 1 ms^{-1} en dirección aguas arriba.

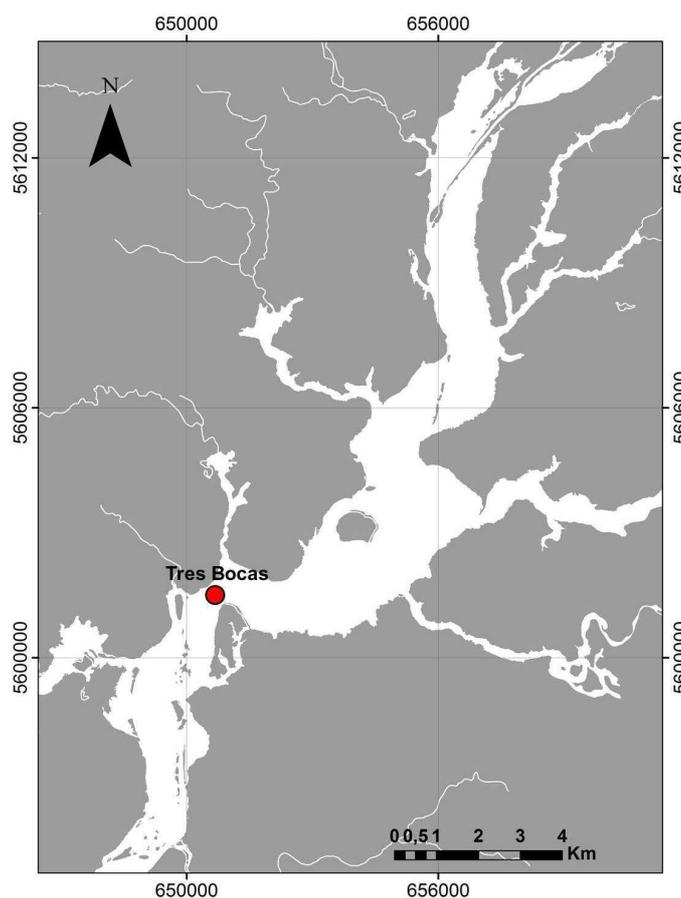


Figura 6.2.2. Ubicación del sector Tres Bocas, en la parte media del estuario del río Cruces.

Material y métodos

La sección analizada en este estudio corresponde al cabezal del estuario, sector San Luis de Alba (UTM 658512E; 5614207N 18H, Fig. 6.2.3).

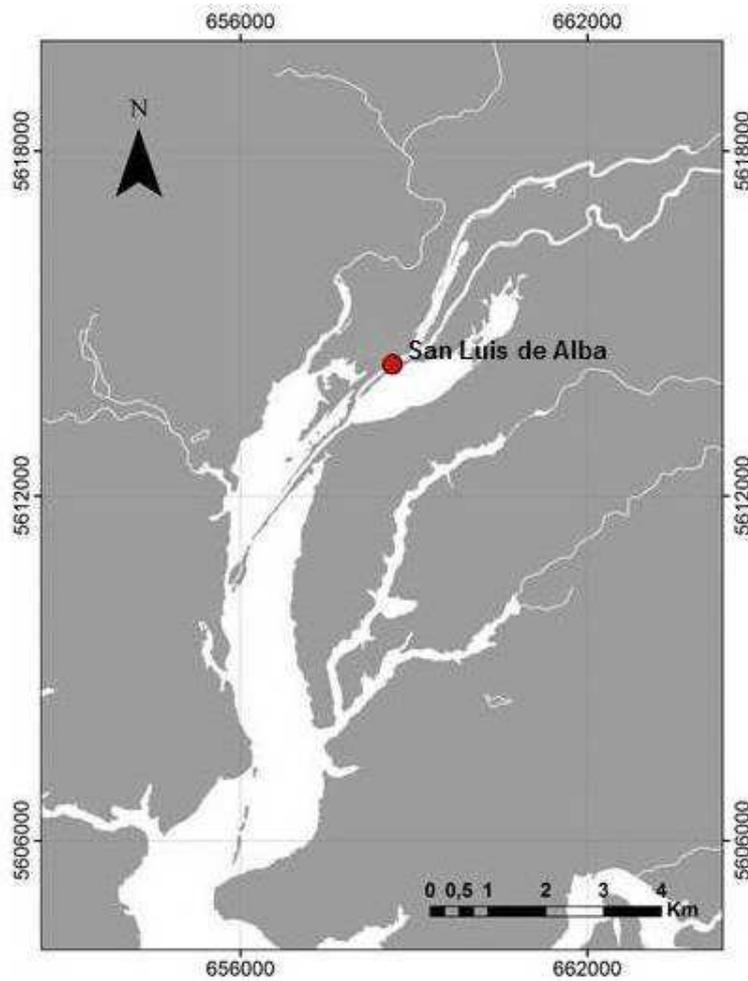


Figura 6.2.3. Ubicación del sector San Luis de Alba en el cabezal del río Cruces, área donde se estudiaron las condiciones hidrográficas del mismo.

Se empleó un análisis de flujos residuales basado en mediciones de corrientes eulerianas. Las mediciones se realizaron cada hora, durante 25 horas continuas y desde una embarcación anclada en el punto central del canal principal. Las mediciones se realizaron en cinco profundidades las que se calcularon como 10, 30, 50, 70 y 90% de la profundidad que varía con la marea. Es absolutamente necesario realizar mediciones por 25 horas, debido a que el efecto mareal nocturno es el más intenso debido a la desigualdad diurna de las mareas en la zona. Existen varias combinaciones de condiciones hidrográficas entre marea y caudal, incluyendo tipos de marea (sicigia o cuadratura) y variación estacional de caudal (máximo y mínimo). La condición más favorable para los procesos de dilución - dispersión en el estuario corresponde a la combinación fase de cuadratura - máximo caudal, debido a que la energía mareal asociada a la llenante – en dirección a la cabecera de la cuenca - es de varios ordenes de magnitud menor con respecto a la energía originada por la descarga fluvial - en dirección al océano. Esta situación ocurre por lo general en agosto. Por el contrario, la condición más desfavorable para los procesos de dilución - dispersión en el estuario corresponde a la combinación fase de sicigia - mínimo caudal, debido a que en este caso la energía mareal asociada a la llenante – en dirección a la cabecera de la cuenca - es de varios ordenes de magnitud mayor con respecto a la energía originada por la descarga fluvial - en dirección al océano. Esto ocurre generalmente a fines de marzo. Las situaciones descritas anteriormente fueron escogidas para este estudio y quedan claramente ejemplificadas con los datos obtenidos en el sector de Tres Bocas.

Se realizaron mediciones de dirección y velocidad de corriente, salinidad y temperatura, con un correntómetro digital marca VALEPORT modelo 108 MKIII. Este correntómetro es un modelo horizontal diseñado especialmente para su uso en estuarios. Se levantó un perfil batimétrico en el área de estudio, se empleó un ecosonda digital lo que permitió fijar la posición de la estación de muestreo con una boya anclada. El ancho del perfil en sección rectangular fue 50 m con 7 m de profundidad. Las mediciones de velocidad y dirección de corrientes que se

obtuvieron en las cinco profundidades fueron promediadas por el sistema del correntómetro durante un minuto, obteniéndose además y de modo simultáneo lecturas de salinidad y temperatura.

Durante todo el período de estudio se mantuvieron en funcionamiento dos mareógrafos digitales; uno en la misma área de estudio y otro en el borde del Campus Isla Teja de la UACH que da al río Valdivia. Los datos correspondientes a los períodos de muestreo fueron leídos de la memoria sólida del mareógrafo, para luego realizar correcciones de altura del mareograma de Valdivia a m N.R.S. (nivel de reducción de sondas) usando los valores predichos para las mareas altas y usando el programa de libre acceso WXTide32. Con la altura media de esta curva de marea, se asignó la altura de marea en m N.R.S. a la curva obtenida en el sector San Luis de Alba (para el cual no existen predicciones) y se corrigió la profundidad del perfil batimétrico de la sección estudiada, para dejarlo también referido a m N.R.S. Durante todo el período de estudio no se registró ni viento ni pluviosidad.

Los cálculos de flujos residuales están basados en el siguiente argumento basal. El movimiento y el transporte de agua, sal y partículas en suspensión en un estuario, depende de la interacción de la onda de marea y el flujo de agua limnética del río. El transporte instantáneo de agua paralelo al eje del estuario (x) en una sección de área A , se puede definir como (Kjerfve *et al.*, 1981, Uncles *et al.*, 1985; Pino *et al.*, 1994):

$$Q = A * V_x$$

Donde A es el área de la sección en ese momento, ya que el área cambia con la altura de la marea.

Se define el flujo residual como:

$$\langle Q \rangle = \frac{1}{t} \int_0^t Q(t) dt$$

Considerando que para cualquier variable m

$\langle m \rangle$ corresponde al promedio temporal,

$[m]$ corresponde al promedio vertical en la columna de agua,

$\{m\}$ corresponde a la variación con respecto al promedio temporal, y

m' corresponde a la variación con respecto al promedio vertical

Se tiene entonces que:

$$A = \langle A \rangle + \{A\} \quad \text{y} \quad \langle \{A\} \rangle = 0$$

$$V = \langle V \rangle + \{V\} \quad \text{y} \quad \langle \{V\} \rangle = 0$$

Y calculando $\langle Q \rangle$,

$$\langle Q \rangle = \langle A \rangle \langle V \rangle + \langle \{A\} \{V\} \rangle$$

Donde $\langle A \rangle \langle V \rangle$ es el flujo residual Euleriano o deriva no mareal (Dyer, 1974) y $\langle AV \rangle$ es el transporte residual de agua debido al bombeo de marea o deriva de Stokes, la que se produce cuando hay una correlación diferente de cero entre la onda de marea y la velocidad del agua (Kjerfve, 1975; Tee, 1976).

Del mismo modo, se puede definir el transporte instantáneo de sal (F) y de partículas suspendidas (G) como:

$F = A [V] [S]$ y $G = A [V] [P]$, con S representando la salinidad y P la concentración del material suspendido.

Integrando para un ciclo mareal se tiene para estas variables F o G:

$$\langle F \rangle = F_L + F_{TP} + F_{VS}$$

$$F_L = \langle A \rangle \langle V \rangle \langle [S] \rangle$$

$$F_{TP} = \langle A \{V\} \{S\} \rangle$$

$$F_{VS} = \langle A [V'] [S'] \rangle$$

Donde F_L , F_{TP} y F_{VS} son los componentes de transporte debido al flujo residual de agua (componente lagrangiana), bombeo de marea ("tidal pumping") y dispersión vertical ("vertical shear"), respectivamente.

El programa RESIDUAL 2.0 convierte en primer lugar todas las profundidades medidas en metros en profundidades adimensionales tal como se describió con anterioridad, con 10% cerca del fondo y 90% cerca de la superficie. En segundo lugar, el programa descompone la velocidad en dos vectores, uno de dirección respectivamente paralela (velocidad u) y otro perpendicular al eje del estuario (velocidad v). La velocidad u es positiva cuando se dirige aguas abajo y la velocidad v es positiva cuando se dirige hacia la orilla derecha del estuario (por convención derecha e izquierda se definen con el observador mirando la sección del estuario en dirección aguas abajo). En tercer lugar, el programa interpola los datos a los niveles fijos de 10, 30, 50, 70 y 90%; ya que los datos están tomados en terreno de esta manera, la interpolación corrige la variación por altura de marea sin perder mayor información.

A continuación se calculan los datos a intervalos de tiempo fijos (en este caso se interpoló a intervalos de media hora). Como estos datos están tomados la mayor parte de las veces cada hora, implica que no hay pérdida de información, ni siquiera en los extremos, pues se tomaron datos por más de 25 horas en cada estación. Así se obtiene una matriz con datos a las mismas horas y profundidades

para cada una de las estaciones, lo que simula la existencia de varias embarcaciones cada una con cinco instrumentos a diferentes profundidades. Con estos datos el programa calcula:

$Q_S = \langle \{A\} * \{u\} \rangle$	caudal de Stokes
$Q_E = \langle A \rangle * \langle u \rangle$	caudal Euleriano
$Q_L = Q_S + Q_E$	caudal Lagrangiano
$U_S = Q_S / \langle A \rangle$	deriva de Stokes (bombeo de marea)
$U_E = \langle u \rangle$	velocidad residual Euleriana
$U_L = U_S + U_E$	velocidad de transporte residual (Lagrangiana)
$F_L = \langle A \rangle \langle V \rangle \langle [S] \rangle$	flujo Lagrangiano para la sal
$F_{TP} = \langle A \{V\} \{S\} \rangle$	bombeo de marea para la sal
$F_{VS} = \langle A [V'] [S'] \rangle$	flujo de dispersión vertical para la sal
$G_L = \langle A \rangle \langle V \rangle \langle [F] \rangle$	flujo Lagrangiano para el material en suspensión
$G_{TP} = \langle A \{V\} \{F\} \rangle$	bombeo de marea para el material en suspensión
$G_{VF} = \langle A [V'] [F'] \rangle$	flujo de dispersión vertical para el material en suspensión

Finalmente, el programa RESIDUAL 2.0 (Santamarina, 1991) calcula los flujos netos de agua, sal y material en suspensión usando las siguientes fórmulas:

Caudal = área x velocidad

Transporte de sal = caudal x salinidad

Transporte de material particulado = caudal x turbidez

Cada punto de la matriz de datos interpolada y estandarizada (archivos *.ITP), tiene un área asociada que depende de la forma del canal y de la altura de la marea. De esta manera se calcula el caudal y los transportes de sal por cada fracción de área en la sección transversal, para luego integrar por tiempo y estaciones a fin de obtener resultados para toda la sección (Uncles *et al.*, 1985).

El programa de cálculo de flujos residuales empleado (RESIDUAL 2.0) utiliza información en varios archivos, con el tiempo en horas decimales. El control del programa se encuentra en el archivo *.PRO, donde se define el lapso de tiempo a estudiar, la dirección del canal del estuario (se utiliza la dirección indicada por el correntómetro al momento de las máximas velocidades de vaciante), el intervalo de tiempo al que se desea interpolar los datos, las profundidades a las que se desea obtener datos interpolados, así como los nombres de los archivos de datos empleados. Estos son los siguientes archivos ASCII:

*.DAT: contiene la información oceanográfica de terreno

*.PER: contiene la forma el perfil batimétrico de la sección en coordenadas XY, con el origen de X en la orilla izquierda de la sección y en Y las profundidades estandarizadas a m N.R.S.

*.MAR: contiene los datos de altura de marea (m N.R.S.)

*.STA: contiene la posición X de la estación en el perfil batimétrico, y la posición del borde derecho que limita su área de influencia con la de la sección vecina.

El programa produce un archivo ASCII *.TXT que incluye los valores de los flujos de agua (caudales) en los períodos de tiempo predefinidos.

Resultados

La marea en San Luis de Alba se desfasa 4 horas en relación con la marea (altamar) de Valdivia (Fig. 6.2.4). Entre el 23 y el 24 de marzo de 2012, los rangos de marea en Valdivia y en el sector de San Luis de Alba, fueron 74 y 45 cm, respectivamente. No se registró valor alguno de salinidad.

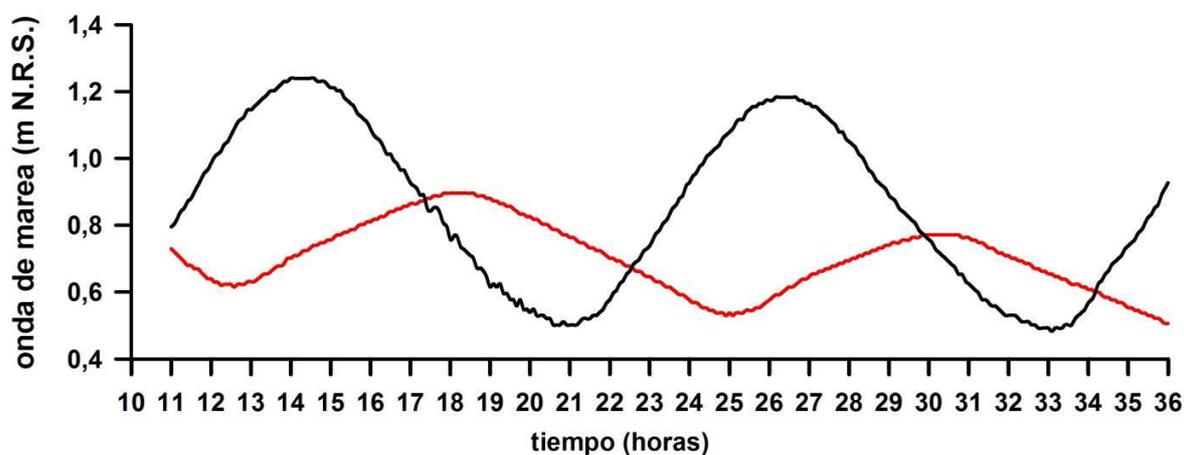


Figura 6.2.4. Ondas de marea registradas en el estuario del río Valdivia (orilla del Campus Isla Teja de la UACH) y estuario del río Cruces (sector San Luis de Alba) entre el 23 y 24 de marzo de 2012. Se observa la clara desigualdad diurna y el desfase de la marea y la disminución del rango mareal en el cabezal del estuario del río Cruces. Las líneas negra y roja representan la variabilidad mareal de los ríos Valdivia y Cruces, respectivamente.

La Tabla 6.2.2 muestra los datos obtenidos durante los 20 períodos de mediciones entre las 11:45 del día 23 de marzo y las 12:56 del día 24 de marzo (indicada como 36:56). Las corrientes medidas fueron muy variables en dirección e intensidad en cada medición, salvo cuando la marea estaba bajando después de la pleamar. La velocidad máxima medida fue de $0,359 \text{ m s}^{-1}$ pero en general no superaron los $0,200 \text{ m s}^{-1}$. La temperatura del agua apenas fluctuó entre $16,4$ y $17,3^{\circ}\text{C}$.

Tabla 6.2.2. Datos de estación, visita, hora, profundidad (m), velocidad (m/s), dirección de la corriente (grados sexagesimales con respecto la norte magnético), salinidad (PSU) y temperatura (°C) medidos en la sección San Luis de Alba del estuario del río Cruces entre el 23 y 24 de marzo de 2012.

estación	visita	hora	profundidad m	velocidad m/s	dirección grados	salinidad PSU	temperatura °C
		fondo:	5,9				
1	1	11:45	5,3	0,130	230	0	16,6
1	1	11:46	4,1	0,190	232	0	16,6
1	1	11:47	3,0	0,240	243	0	16,6
1	1	11:48	1,8	0,301	226	0	16,6
1	1	11:49	0,6	0,359	229	0	16,8
		fondo:	6,0				
1	2	12:46	5,4	0,186	280	0	16,6
1	2	12:47	4,2	0,157	242	0	16,6
1	2	12:48	3,0	0,130	281	0	16,7
1	2	12:50	1,8	0,215	193	0	16,8
1	2	12:51	0,6	0,080	201	0	16,9
		fondo:	6,5				
1	3	13:38	5,9	0,070	0	0	16,5
1	3	13:39	4,6	0,070	48	0	16,7
1	3	13:40	3,3	0,050	36	0	16,7
1	3	13:41	2,0	0,090	14	0	16,7
1	3	13:42	0,7	0,070	123	0	16,9
		fondo:	6,5				
1	4	15:18	5,9	0,146	152	0	17,0
1	4	15:19	4,6	0,090	111	0	17,0
1	4	15:20	3,3	0,123	29	0	17,0
1	4	15:21	2,0	0,130	68	0	17,2
1	4	15:22	0,7	0,072	192	0	17,3
		fondo:	6,5				
1	5	16:27	5,9	0,125	73	0	16,9
1	5	16:28	4,6	0,025	356	0	16,9
1	5	16:29	3,3	0,025	41	0	16,9
1	5	16:30	2,0	0,169	79	0	17,2
1	5	16:31	0,7	0,092	67	0	17,3
		fondo:	6,8				
1	6	17:47	6,1	0,040	354	0	16,8
1	6	17:48	4,8	0,030	39	0	16,8
1	6	17:49	3,4	0,090	82	0	16,9
1	6	17:50	2,0	0,050	74	0	17,2
1	6	17:51	0,7	0,050	341	0	17,3
		fondo:	6,1				
1	7	18:44	5,4	0,070	238	0	16,7
1	7	18:45	4,2	0,090	245	0	16,8
1	7	18:46	3,0	0,070	198	0	16,9
1	7	18:47	1,8	0,030	196	0	17,1
1	7	18:48	0,6	0,090	164	0	17,2

Continuación Tabla 6.2.2.

estación	visita	hora	profundidad m	velocidad m/s	dirección grados	salinidad PSU	temperatura °C
1	8	fondo:	6,5				
1	8	19:47	5,9	0,187	219	0	16,6
1	8	19:48	4,6	0,168	213	0	16,7
1	8	19:49	3,3	0,225	227	0	16,8
1	8	19:50	2,0	0,225	228	0	16,9
1	8	19:51	0,7	0,168	242	0	17,0
1	9	fondo:	6,3				
1	9	21:01	5,7	0,190	229	0	16,7
1	9	21:02	4,4	0,186	231	0	16,7
1	9	21:03	3,2	0,187	229	0	16,7
1	9	21:04	1,9	0,243	232	0	16,7
1	9	21:05	0,6	0,187	213	0	16,8
1	10	fondo:	6,2				
1	10	22:50	5,6	0,186	225	0	16,6
1	10	22:51	4,3	0,149	230	0	16,6
1	10	22:52	3,1	0,244	225	0	16,7
1	10	22:53	1,9	0,206	213	0	16,7
1	10	22:54	0,6	0,206	215	0	16,8
1	11	fondo:	6,1				
1	11	24:01	5,5	0,165	230	0	16,6
1	11	24:02	4,3	0,225	224	0	16,7
1	11	24:03	3,1	0,187	231	0	16,7
1	11	24:04	1,8	0,225	222	0	16,7
1	11	24:05	0,6	0,206	221	0	16,8
1	12	fondo:	6,5				
1	12	26:10	5,9	0,074	39	0	16,5
1	12	26:11	4,6	0,025	35	0	16,6
1	12	26:12	3,3	0,049	35	0	16,6
1	12	26:13	2,0	0,092	80	0	16,6
1	12	26:14	0,7	0,049	54	0	16,6
1	13	fondo:	6,5				
1	13	27:18	5,9	0,049	93	0	16,5
1	13	27:20	4,6	0,071	92	0	16,5
1	13	27:21	3,3	0,092	5	0	16,6
1	13	27:22	2,0	0,068	11	0	16,6
1	13	27:23	0,7	0,074	80	0	16,6
1	14	fondo:	6,0				
1	14	28:54	5,4	0,091	30	0	16,4
1	14	28:55	4,2	0,073	122	0	16,5
1	14	28:56	3,0	0,111	4	0	16,5
1	14	28:57	1,8	0,049	116	0	16,5
1	14	28:58	0,6	0,073	29	0	16,5
1	15	fondo:	6,9				
1	15	30:02	6,2	0,025	356	0	16,4

1	15	30:03	4,8	0,025	54	0	16,4
1	15	30:04	3,5	0,000	31	0	16,5
1	15	30:05	2,1	0,068	329	0	16,5
1	15	30:06	0,7	0,049	347	0	16,5

estación	visita	hora	profundidad m	velocidad m/s	dirección grados	salinidad PSU	temperatura °C
1	16	fondo:	6,4				
1	16	31:07	5,8	0,111	213	0	16,5
1	16	31:08	4,5	0,138	222	0	16,5
1	16	31:09	3,2	0,149	227	0	16,5
1	16	31:10	1,9	0,205	233	0	16,5
1	16	31:11	0,6	0,149	232	0	16,5
1	17	fondo:	6,3				
1	17	32:30	5,7	0,225	217	0	16,4
1	17	32:31	4,4	0,244	218	0	16,4
1	17	32:32	3,2	0,225	226	0	16,5
1	17	32:33	1,9	0,186	230	0	16,5
1	17	32:34	0,6	0,244	234	0	16,5
1	18	fondo:	6,2				
1	18	33:39	5,6	0,165	225	0	16,5
1	18	33:40	4,3	0,168	222	0	16,5
1	18	33:41	3,1	0,187	221	0	16,5
1	18	33:42	1,9	0,187	228	0	16,5
1	18	33:43	0,6	0,168	234	0	16,6
1	19	fondo:	6,1				
1	19	35:01	5,5	0,187	229	0	16,4
1	19	35:02	4,3	0,187	215	0	16,4
1	19	35:03	3,1	0,206	227	0	16,5
1	19	35:04	1,8	0,206	231	0	16,6
1	19	35:05	0,6	0,187	234	0	16,6
1	20	fondo:	6,0				
1	20	36:51	5,4	0,206	226	0	16,5
1	20	36:53	4,2	0,187	215	0	16,5
1	20	36:54	3,0	0,168	224	0	16,5
1	20	36:55	1,8	0,168	232	0	16,6
1	20	36:56	0,6	0,187	234	0	16,6

La Figura 6.2.5 sintetiza todas las mediciones y los cálculos realizados, mostrando su relación y el caudal instantáneo. Se observa que los mayores flujos dirigidos hacia la boca del estuario (hacia el océano) fueron de $962 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ a la vez que hacia el cabezal del estuario (aguas arriba) se registraron valores de hasta $545 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, 14:00 y 18:30 p.m., respectivamente. Estos caudales son de un orden de magnitud mayor con respecto al caudal del río Cruces en la estación de la DGA en Rucaco, con un promedio entre los días 23 y 24 de marzo de $16,66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Es decir, la mayor parte del caudal medido hacia la boca del estuario y la totalidad del caudal dirigido aguas arriba, es producto del efecto de la marea.

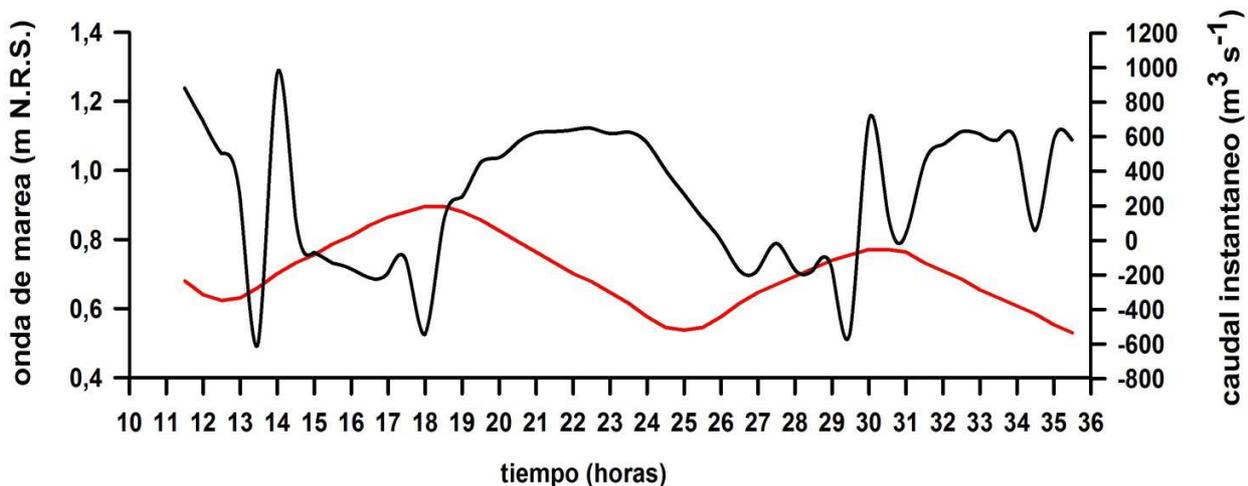


Figura 6.2.5. Relación entre la onda de marea (línea roja) y el caudal instantáneo (línea negra) registrados en el estuario del río Cruces (sector San Luis de Alba) entre el 23 y 24 de marzo de 2012. Se observa que los máximos caudales positivos dirigidos hacia la boca del estuario ocurren a media marea bajando y los máximos caudales negativos ocurren a media marea subiendo.

Conclusiones

Los datos obtenidos demuestran que en la estación San Luis de Alba (a pocos cientos de metros de que el estuario del río Cruces se transforme en un curso fluvial), la marea tiene un importante efecto de transporte de agua y por ende de cualquier sustancia conservativa, tanto aguas abajo (con caudales de hasta $962 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) como hacia el cabezal del estuario (con caudales de hasta $545 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

Los caudales máximos en dirección hacia la boca del estuario ocurren en general a media marea vaciante, mientras que los caudales negativos dirigidos hacia la cabecera del estuario, lo hacen desde la media al final de la creciente. Ambos caudales son mucho mayores que los caudales del río Cruces medidos en la estación limnológica de Rucaco (ca. $17 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), lo que indica que la marea amplifica los caudales por una constante del orden entre 56 y 31, para vaciante y creciente respectivamente.

Referencias

CONAF (1999). Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile.

Dyer, K. (1974). The salt balance in stratified estuaries. *Estuarine and Coastal Marine Science* 2: 273-281.

Cisternas, M., B.F. Atwater, F. Torrejón, Y. Sawai, G. Machuca, M. Lagos, A. Eipert, C. Youlton, I. Salgado, T. Kamataki, M. Shishikura, C. P. Rajendran, J. K. Malik, Y. Rizal and M. Husni (2005). Predecessors to the giant 1960 Chile earthquake, *Nature* 437: 404-407.

Constabel, S. (1993). Estudio integral de los estuarios Tubul y Raqui, VII Región. Dr. en Ciencias Ambientales, EULA, Tesis no publicada. Universidad de Concepción. 184 p.

Kjerfve, B. (1975). Velocity averaging in estuaries characterized by a large tide range to depth ratio. *Estuarine and Coastal Marine Sciences* 3: 311-323

Kjerfve, B., L. Stevenson, J. Proehl, T. Chrzanowski & W. Kitchens (1981). Estimation of the material fluxes in an estuarine cross-section: a critical analysis of spatial measurements density and errors. *Limnology & Oceanography*, 26: 325-335.

Pino, M. Structural Estuaries (1995). In G. PERILLO (Ed.) *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Elsevier.227-239.

Pino, M., Perillo, G.M. & Santamarina, P. (1994). Residual fluxes in a cross section in the Valdivia river estuary, Chile. *Estuary, Coastal and Shelf Sciences* 38: 491-505.

Santamarina, P. (1991). Flujos residuales en el estuario Valdivia, sur de Chile: diseño instrumental e informático. Tesis para optar al Título de Biólogo Marino, UACH. 42p.

Tee, K.T. (1976). Tide induced residual current, a 2-D nonlinear numerical tidal model. *Journal of Marine Research*, 34: 603-628.

Uncles, R.J., R. Elliot & S. Weston (1985). Dispersion of salt and suspended sediment in a partly mixed estuary. *Estuaries*, 3: 256-269.

6.2.2.) OBJETIVO ESPECÍFICO 4: CARACTERIZAR LA CALIDAD DE SEDIMENTO DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

En los sedimentos, las fracciones de arena y fango indican diferentes orígenes de los metales pesados asociados a ellos. En la arena (partículas con diámetro entre 2000 y 62,5 micrones), los contenidos de metales pesados están relacionados con la mineralogía de los granos, y por ende, de la roca que los produjo (normalmente darán una señal del “background” de una región). En el fango (y especialmente en la arcilla; partículas < 2 micrones), los metales pesados están adsorbidos sobre las superficies eléctricamente no compensadas de las hojas de las arcillas, y por ende estas capturan en el agua los metales pesados del ambiente, originando una señal tanto antropogénica como de “background” (la primera es más importante).

Cruzat (1976) encontró en las serpentinitas y los esquistos de la Cordillera de la Costa (38-41° S), los siguientes contenidos promedio para los metales que se indican (en µg/g): cromo=48, cobre=28, níquel=31 y zinc=62. A su vez, Troncoso (2000) determinó en esquistos y rocas volcánicas y sedimentarias de la Cordillera de la Costa (41-42°S), los siguientes contenidos de metales (en µg/g): i) en esquistos verdes: cromo=194, cobalto=34, níquel=46, cobre=60, zinc=96, ii) en esquistos grises: cromo=169, cobalto=23, níquel=32, cobre=40, zinc=99. Este autor concluye que los esquistos verdes producen sedimentos con mayores contenidos de cromo, cobalto y níquel.

En esquistos verdes, Vivallo *et al.* (1988) encontraron los siguientes rangos (en µg/g): cromo=283-590, cobre=45-85 y níquel=179-316. En sedimentos fluviales de la provincia de Valdivia, Grys (1961) determinó la siguiente variabilidad para cobre, plomo y zinc: 20-30 µg/g, 0-30 µg/g y ≤ 30 µg/g, respectivamente. En el área del río Futa ubicada en el extremo sur occidental del cuadrángulo Valdivia, se identificaron anomalías geoquímicas de arsénico (35-82 µg/g) y cobre (9-71 µg/g), acompañadas por bajos contenidos de cadmio (0-1 µg/g), cromo (24-131 µg/g),

níquel (8-58 $\mu\text{g/g}$), plomo (11-22 $\mu\text{g/g}$) y zinc (29-95 $\mu\text{g/g}$) (SERNAGEOMIN, 1998). En esquistos paleozoicos provenientes de Bahía Mansa (Osorno), Díaz *et al.* (1988) describieron los siguientes contenidos de metales: i) en esquistos verdes: cromo=125-259 $\mu\text{g/g}$, cobre=31-69 $\mu\text{g/g}$, níquel=55-137 $\mu\text{g/g}$ y zinc=43-139 $\mu\text{g/g}$; ii) en esquistos grises: plomo=5-17 $\mu\text{g/g}$.

La Tabla 6.2.3 muestra los resultados obtenidos de un estudio realizado en conjunto por SERNAGEOMIN y el ex Instituto de Geociencias (actualmente Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas) de la UACH (Pino & Fuentes, 2001). Estos datos muestran que los metales pesados son más abundantes en la fracción fina (fango) de los suelos, siendo aluminio y vanadio los de mayor concentración.

Tabla 6.2.3. Concentración de metales pesados¹ ($\mu\text{g/g}$) en dos muestras de suelos Trumaos y Rojos Arcillosos, separados en las fracciones arena (> 63 μm) y fango (< 63 μm).

metales	arena		fango	
	Suelos trumaos	suelos rojos arcillosos	suelos trumaos	suelos rojos arcillosos
cobre	41,17	31,50	78,83	75,17
plomo	8,58	8,33	17,67	24,50
níquel	10,42	26,17	18,00	31,17
cobalto	10,08	11,50	12,83	14,50
zinc	43,83	54,33	64,00	89,83
cromo	32,00	56,00	57,83	88,00
vanadio	160,25	163,17	275,67	295,83
aluminio	455,00	329,00	1073,00	1000,50
litio	9,83	15,33	14,83	23,67
arsénico	24,67	13,67	14,17	13,83
mercurio	47,32	20,00	108,67	58,00

¹ en este Capítulo se considera al aluminio y al hierro como metales pesados desde un punto de vista instrumental.

Nelson (1996) determinó en sedimentos submareales recolectados en la confluencia del estuario del río Cruces con el estuario del río Valdivia, concentraciones de 1.5, 8.1, 16.9, 57.1 y 19.0 $\mu\text{g/g}$, para cadmio, plomo, cobre y cromo, respectivamente. A su vez, Villalobos (1997) determinó en dos estaciones ubicadas en el canal mareal Cau Cau y en el estuario del río Cruces (sector Punucapa) (primeros 5 cm del sedimento) concentraciones de cromo, cobre, níquel, plomo y zinc iguales a 39, 26, 13, 7, 59 y 89, 55, 66, 8 y 67 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. La Tabla 6.2.4 muestra el promedio y la desviación estándar de las concentraciones de metales pesados para estas estaciones, considerando la totalidad de los intervalos muestreados (cada 5 cm) entre la superficie y 22 cm (canal mareal Cau Cau) y hasta 30 cm en el caso del estuario del río Cruces.

Tabla 6.2.4. Promedio y desviación estándar de la concentración de metales pesados ($\mu\text{g/g}$) medida en sedimentos recolectados cada 5 cm en el canal mareal Cau Cau y en el estuario del río Cruces (Villalobos, 1997).

metales	sector	
	canal mareal Cau Cau	estuario del Río Cruces
cromo	35 \pm 6	84 \pm 12
cobre	31 \pm 4	57 \pm 4
níquel	31 \pm 11	45 \pm 18
plomo	7 \pm 0	18 \pm 1
zinc	66 \pm 10	75 \pm 14

Pino & Fuentes (2001) presentaron resultados de 11 muestras ($\mu\text{g/g}$) recolectadas en la cuenca del estuario del río Cruces (Tabla 6.2.5) (ver mapa de ubicación de las estaciones 5, 6, 7, 8, 9, 23, 36, 37, 38, 39 y 40 en página 27 del Informe Final del “Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter en la Provincia de Valdivia” (UACH, 2005),

Tabla 6.2.5. Promedios y desviaciones estándar de la concentración de metales pesados en 11 muestras de sedimentos submareales recolectados en la cuenca del estuario del río Cruces (5 cm superiores del sedimento). Los datos se separan en las fracciones arena (> 63 μ m) y fango (< 63 μ m).

metales	arena	fango
cobre	54,73 \pm 29,29	65,00 \pm 14,55
plomo	57,91 \pm 69,14	16,00 \pm 2,91
níquel	20,82 \pm 5,77	24,91 \pm 6,25
cobalto	16,64 \pm 3,72	20,82 \pm 4,74
zinc	85,27 \pm 43,07	97,18 \pm 16,05
cromo	37,18 \pm 11,50	49,82 \pm 13,77
vanadio	118,55 \pm 33,79	172,91 \pm 47,52
aluminio	318,18 \pm 62,81	627,27 \pm 289,26
cadmio	2,45 \pm 4,10	0,00 \pm 0,00
litio	13,82 \pm 3,59	20,18 \pm 4,02
arsénico	14,73 \pm 4,56	15,09 \pm 4,64
mercurio	64,91 \pm 37	100,09 \pm 31,72

En este capítulo se analiza la textura del sedimento y contenido de metales pesados en el humedal del río Cruces. Para ello se utilizaron dos aproximaciones; una, representada por el análisis de dos columnas sedimentarias recolectadas en solo un sitio del humedal (estudio puntual) y otra, representada por un análisis de datos recolectados durante el presente estudio y comparados con datos recolectados durante el año 2008 (UACH 2009).

Objetivos específicos

- Estudiar la variabilidad estratigráfica de las características texturales y contenidos de metales pesados en sedimentos de la porción superior del Humedal del río Cruces.

- Analizar la variabilidad interanual en la composición textural de los sedimentos submareales del Humedal del río Cruces.
- Evaluar la variabilidad interanual en las concentraciones de metales pesados en el área de estudio.

Material y métodos

Estudio puntual

Durante la segunda quincena de marzo de 2012 se recolectaron dos testigos de sedimento (A y B) con un tubo de PVC de 10 cm de diámetro y enterrado a 16 cm de profundidad en el sedimento. Los testigos se recolectaron a 1 m de distancia entre ellos. El sitio de muestreo fue una planicie intermareal ubicada en el lado oeste del cauce principal del estuario superior del río Cruces (UTM 655844E; 5609697N 18H, Fig. 6.2.6). Los testigos se llevaron al laboratorio para proceder a la extrusión de los sedimentos incluidos en los mismos y posterior recolección de muestras sedimentarias de 1 cm de espesor y numeradas del 1 (lámina superior o más joven) al 16 (lámina más profunda o de mayor edad) (testigo A) y del 1 al 15 (testigo B). De cada muestra se usó una porción para análisis textural y otra para análisis de concentración de metales traza. Los primeros se realizaron en el laboratorio de Sedimentología del Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas de la UACH, y los segundos en laboratorios de SERNAGEOMIN (Santiago).

El análisis granulométrico consistió en separar mediante tamizaje en húmedo las fracciones de grava, arena y fango (limo- arcilla) las cuales quedan retenidas en tamices de 2000 μm , 63 μm y en un recipiente, respectivamente. A la fracción fango se le aplicaron 3 ml de HCl al 10% para apresurar la floculación y posterior decantación de las partículas de limo y arcilla. Se procedió a secar las tres fracciones en una estufa a 40°C por tres días. Posteriormente, esas fracciones se

pesaron para obtener valores de peso seco; luego se incineraron a 550°C por una hora, para eliminar la materia orgánica contenida en las muestras. El residuo de las muestras incineradas se pesó para obtener el peso inorgánico. Para cada muestra se calcularon los porcentajes de grava, arena y fango totales, inorgánico y orgánico totales y las fracciones de grava, arena y fango subdivididas cada una en inorgánico y orgánico.

Los análisis tendientes a evaluar las concentraciones de metales pesados se analizaron con un espectrofotómetro ICP-MS 2502 PT05-IT08. La fracción empleada correspondió al fango; esta fue separada por agitación y elutriación en agua pura. Se empleó esta fracción a fin de no originar valores de concentración de metales pesados asociados a la mineralogía de la arena.

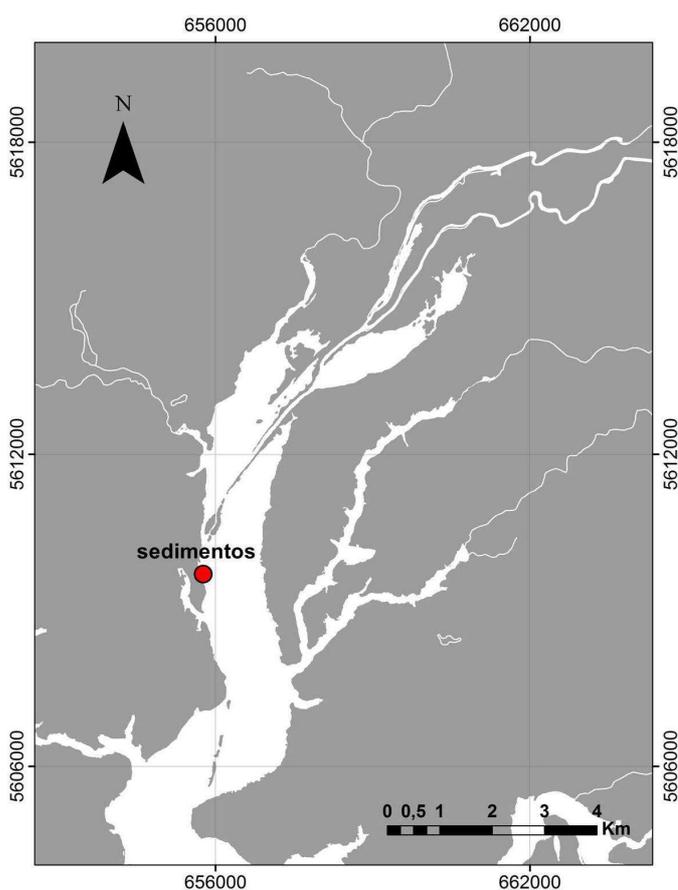


Figura 6.2.6. Ubicación del sitio de estudio seleccionado para la obtención de los testigos sedimentarios en la porción superior del humedal del río Cruces (estudio puntual).

Estudio de variabilidad inter anual

Durante julio de 2012 se recolectaron cuatro muestras (réplicas) de sedimento en los siguientes sectores del humedal del río Cruces: Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa (Fig. 6.2.7). Las muestras se colectaron mediante buceo semi-autónomo con cilindros plásticos de 10,5 cm de diámetro enterrados a una profundidad aproximada de 15 cm en el sedimento. Estos cilindros fueron cubiertos con tapas y llevados por el buzo a la lancha. Las muestras colectadas se guardaron en frío en bolsas plásticas previamente rotuladas.

Los análisis texturales se desarrollaron en el laboratorio sedimentológico del Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas de la UACH, utilizando la metodología de tamizado en húmedo (Anderson *et al.* 1981). Esta metodología consiste en tomar una porción de las muestras que fueron tamizadas en húmedo a través de coladores de 2000 y 63 micrones (abertura de trama), para separar posteriormente las fracciones grava (partículas de diámetro mayor a 2 mm), arena + agregados biogénicos (partículas entre 2000 y 63 micrones) y fango (partículas inferiores a 63 micrones). La fracción arena + agregados biogénicos se trató con ultrasonido durante 30 minutos y se tamizó a través de un colador de 63 micrones, con el objetivo de separar la fracción arena de los agregados biogénicos. La suspensión coloidal con el fango obtenido en el segundo tamizado se dejó decantar. El fango decantado se enrasó en probetas de un 1 litro; luego se homogenizó por agitación vertical para obtener una alícuota de 20 ml a 20 cm de la superficie de la suspensión. Esta alícuota se secó (60°C por 24 horas) e incineró (550° C por 6 horas). Posteriormente se determinó el porcentaje de materia orgánica para cada una de las fracciones mediante cálculos de diferencias de peso (Byers *et al.* 1978). Parte de las muestras se enviaron a SERNAGEOMIN (Santiago), para ser analizadas por medio de protocolos normalizados (ICP-MS 2502 PT05-IT08).

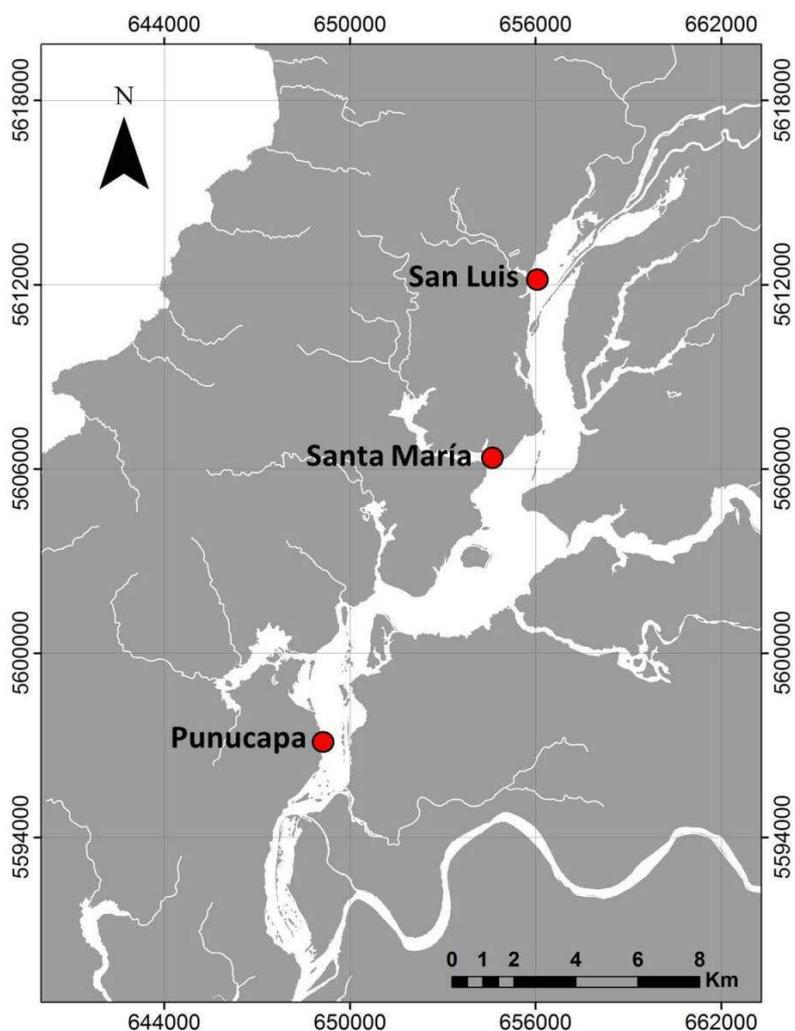


Figura 6.2.7. Ubicación de los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa; sitios de muestreo utilizados para el estudio de la variabilidad interanual de las características texturales y contenidos de materia orgánica y metales pesados en los sedimentos submareales del humedal del río Cruces.

Con el objetivo de evaluar eventuales diferencias en las características texturales, granulométricas, contenido de materia orgánica total y contenido de metales pesados presentes en los sedimentos, se realizaron análisis de varianza de una vía (ANDEVA) (Sokal & Rohlf, 1995). Previamente, los datos de las características texturales (expresados en porcentajes) se transformaron mediante transformación angular (*i.e.* arco seno de la raíz cuadrada de los datos), para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Las concentraciones de metales pesados se transformaron mediante la expresión $\log(X+1)$ para cumplir

con los supuestos anteriormente mencionados. Para comprobar normalidad y homogeneidad de varianzas, se utilizó la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov y el test de Levene (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos no cumplieron con los supuestos del ANDEVA (a pesar de ser transformados), se evaluaron las eventuales diferencias entre grupos con el test no paramétrico de Kruskal Wallis. En aquellos ANDEVA donde se encontraron diferencias significativas entre los grupos analizados, se realizó un test *a posteriori* denominado “contraste de múltiple de rango” utilizando el software STATGRAPHICS Plus 5.1, esto con el objetivo de identificar el o los valores con características significativamente diferentes (Sokal & Rohlf, 1995).

Resultados

Estudio puntual

Sedimentos

La base o parte más profunda de los testigos corresponde a los terrenos agrícolas que se hundieron durante el terremoto del año 1960. La Tabla 6.2.6 muestra los valores porcentuales para cada fracción textural. En ambos testigos, la fracción de grava fue muy baja o estuvo ausente de los sedimentos; cuando presente, estuvo constituida por trozos pequeños de vegetales (grava orgánica, <5% en peso). La distribución vertical de los porcentajes de arena y fango total fue diferente en ambos testigos. En el testigo A y entre 2 y 10 cm de profundidad predomina la arena, mientras que en el testigo B este componente predomina entre 6 y 15 cm (Tabla 6.2.6). Dado que la ausencia de grava origina una distribución bivariada, el fango es el componente más importante en las otras muestras no mencionadas. Aunque en ambos testigos predomina la fracción inorgánica (inorgánico total), los contenidos de materia orgánica son importantes, ya que los porcentajes en peso de este tipo de componente representan volúmenes muy grandes (la fracción inorgánica (mineral) tiene densidad cercana a 3; por el contrario, según nuestros datos la materia orgánica tiene densidad que varía entre 0,6 y 0,8).

La distribución de la arena inorgánica y orgánica y del fango inorgánico y orgánico no muestra un patrón definido, aún cuando la representación porcentual del último componente disminuye hacia los estratos superiores de ambos testigos (exceptuando la capa de la capa 0-1 cm del testigo B). En los testigos A y B, la representación porcentual de fango inorgánico varió entre 9 y 65% y entre 16 y 70%, respectivamente (Tabla 6.2.6), con promedios de 32 y 38%. En los mismos testigos, el porcentaje de fango orgánico varió entre 2 y 14% y entre 2 y 22, respectivamente (Tabla 6.2.6), con promedios de 6,5 y 8,3%.

Tabla 6.2.6. Representación porcentual de las fracciones grava, arena y fango en las capas sedimentarias de los testigos A y B. Se muestran también los porcentajes de materia inorgánica y orgánica total en esos sedimentos además de los porcentajes de materia inorgánica y orgánica en cada una de las fracciones.

Testigo A Profundidad	%Grava			% Arena			% Fango		% Inorgánico total	% Orgánico total	
	total	inorgánica	orgánica	total	inorgánica	orgánica	total	inorgánica			orgánica
0-1 cm	0,0	0,0	0,0	44,3	41,2	3,1	55,7	51,1	4,6	92,4	7,6
1-2 cm	0,0	0,0	0,0	83,4	77,5	5,9	16,6	14,2	2,4	91,7	8,3
2-3 cm	0,0	0,0	0,0	87,5	78,9	8,7	12,5	10,0	2,4	88,9	11,1
3-4 cm	0,0	0,0	0,0	82,6	73,3	9,3	17,4	14,0	3,4	87,3	12,7
4-5 cm	0,0	0,0	0,0	84,2	74,8	9,5	15,8	14,0	1,8	88,7	11,3
5-6 cm	0,0	0,0	0,0	88,5	81,3	7,2	11,5	9,0	2,6	90,3	9,7
6-7 cm	0,0	0,0	0,0	85,0	77,0	8,0	15,0	10,2	4,8	87,2	12,8
7-8 cm	0,0	0,0	0,0	80,3	72,5	7,8	19,7	16,4	3,3	88,9	11,1
8-9 cm	0,0	0,0	0,0	79,8	73,6	6,3	20,2	17,0	3,1	90,6	9,4
9-10 cm	0,0	0,0	0,0	82,2	77,0	5,2	17,8	14,7	3,1	91,7	8,3
10-11 cm	0,0	0,0	0,0	47,3	43,3	3,9	52,7	42,9	9,9	86,2	13,8
11-12 cm	0,0	0,0	0,0	39,4	35,5	3,9	60,6	49,8	10,8	85,2	14,8
12-13 cm	0,0	0,0	0,0	12,1	10,1	2,0	87,9	73,8	14,1	83,9	16,1
13-14 cm	0,0	0,0	0,0	32,8	25,0	7,8	67,2	54,7	12,5	79,7	20,3
14-15 cm	0,0	0,0	0,0	21,3	17,0	4,3	78,7	65,1	13,6	82,1	17,9
15-16 cm	0,0	0,0	0,0	31,3	24,2	7,0	68,7	57,3	11,5	81,5	18,5

Testigo B Profundidad	%Grava			% Arena			% Fango			% Inorgánico total	% Orgánico total
	total	inorgánica	orgánica	Total	inorgánica	orgánica	total	inorgánica	orgánica		
0-1 cm	0,0	0,0	0,0	32,6	27,3	5,3	67,4	56,1	11,4	83,3	16,7
1-2 cm	1,6	0,0	1,6	23,0	18,5	4,4	75,4	62,1	13,3	80,6	19,4
2-3 cm	0,0	0,0	0,0	24,7	20,6	4,1	75,3	52,9	22,4	73,5	26,5
3-4 cm	4,9	0,6	4,3	9,8	7,3	2,4	85,4	70,7	14,6	78,7	21,3
4-5 cm	1,3	0,0	1,3	30,9	25,7	5,3	67,8	55,3	12,5	80,9	19,1
5-6 cm	0,0	0,0	0,0	55,0	31,5	5,3	45,0	49,5	13,6	81,1	18,9
6-7 cm	2,4	0,0	2,4	61,0	55,4	5,6	36,7	30,7	6,0	86,1	13,9
7-8 cm	0,0	0,0	0,0	74,7	68,8	5,9	25,3	20,6	4,7	89,3	10,7
8-9 cm	0,0	0,0	0,0	73,5	67,2	6,3	26,5	22,3	4,2	89,5	10,5
9-10 cm	0,0	0,0	0,0	76,0	69,5	6,5	24,0	19,9	4,1	89,4	10,6
10-11 cm	0,0	0,0	0,0	51,2	46,3	5,0	48,8	43,4	5,3	89,7	10,3
11-12 cm	0,0	0,0	0,0	80,7	72,1	8,6	19,3	15,7	3,6	87,8	12,2
12-13 cm	0,0	0,0	0,0	78,7	71,0	7,7	21,3	18,0	3,3	89,1	10,9
13-14 cm	0,0	0,0	0,0	59,2	54,4	4,9	40,8	36,9	3,9	91,3	8,7
14-15 cm	0,0	0,0	0,0	81,9	75,6	6,3	18,1	16,0	2,1	91,6	8,4

Contenido de metales pesados

La Tabla 6.2.7 muestra las concentraciones obtenidas (en $\mu\text{g/g} = \text{ppm}$) en las capas sedimentarias de los testigos A y B. Las zonas achuradas de la Tabla corresponden a aquellos sedimentos que poseen más de un 40% de fango. En la columna del extremo derecho se indican las edades calculadas para cada capa sedimentaria.

El valor estimado de edad resulta de dividir 52 años (1960-2012) en 16 cm (3,25 años por centímetro) (se asume que la tasa de sedimentación ha sido constante en el período 1960-2012).

Tabla 6.2.7. Concentración de metales traza (concentraciones en µg/g) en las muestras analizadas de los testigos A y B. En negrilla se destacan aquellas muestras que contenían más de un 40% de fango. El asterisco (*) representan los valores máximos de Cu, Mn, Pb y Zn que aparecen asociados al período cuando se habría producido enriquecimiento de compuestos químicos en los fondos del humedal del río Cruces y ríos tributarios (primer semestre del año 2004; estudio UACH & CONAMA, 2005).

Testigo A	concentración de metales pesados											año aproximado
	profundidad	Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Va	
0-1 cm	78700	<1	34	123	104	68100	1551	47	24	177	193	2012,0
1-2 cm	54100	<1	37	79	66	66100	1722*	40	17	177	135	2008,8
2-3 cm	48900	<1	25	376*	77	57800	1396	53	40*	161	469*	2005,5
3-4 cm	43300	<1	23	110	54	54800	1148	34	18	144	167	2002,3
4-5 cm	44600	<1	22	81	66	60300	1178	115	16	140	107	1999,0
5-6 cm	37300	<1	19	59	54	51500	958	30	15	143	115	1995,8
6-7 cm	46900	<1	20	90	72	58600	1078	35	19	152	155	1992,5
7-8 cm	44600	<1	23	68	58	56400	1270	34	14	146	162	1989,3
8-9 cm	59200	<1	25	122	121	73300	1306	59	27	188	241	1986,0
9-10 cm	57600	<1	20	72	64	67700	1210	35	16	202	114	1982,8
10-11 cm	64200	<1	18	88	73	72500	1307	37	17	230	110	1979,5
11-12 cm	65300	<1	18	90	74	69300	1049	38	16	205	107	1976,3
12-13 cm	62900	<1	19	77	74	74300	1246	35	2	238	87	1973,0
13-14 cm	57900	<1	23	103	77	74900	2228	38	16	220	107	1969,8
14-15 cm	61500	<1	19	79	75	74800	1184	37	16	233	99	1966,5
15-16 cm	60200	<1	21	76	82	79800	1426	40	16	247	88	1963,3

Continuación **Tabla 6.2.7**

Testigo B	concentración de metales pesados											año aproximado
	profundidad	Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Va	
0-1 cm	61300	<1	22	81	85	79400	895	41	17	259	92	2012,0
1-2 cm	56800	<1	22	87	110	70700	1184	41	16	202	115	2008,8
2-3 cm	61400	<1	24	78	83	75700	873	39	16	248	81	2005,5
3-4 cm	70200	<1	18	97	82	75200	660	39	19	234	123	2002,3
4-5 cm	54900	<1	19	112	77	55300	799	49	17	169	131	1999,0
5-6 cm	64100	<1	17	75	70	70300	851	35	16	231	89	1995,8
6-7 cm	61700	<1	15	170	71	66900	823	35	17	213	102	1992,5
7-8 cm	55300	<1	16	88	70	64000	952	36	18	171	159	1989,3
8-9 cm	53000	<1	16	68	62	64100	1029	36	15	170	147	1986,0
9-10 cm	52500	<1	17	388	105	67800	1096	41	15	177	112	1982,8
10-11 cm	53200	<1	17	143	82	67300	947	48	16	174	134	1979,5
11-12 cm	38800	<1	14	433	179	50000	723	40	14	124	140	1976,3
12-13 cm	52100	<1	20	85	74	70400	1163	36	16	184	149	1973,0
13-14 cm	55800	<1	22	88	132	69900	1184	40	17	175	138	1969,8
14-15 cm	54600	<1	<2	117	214	67900	1083	<1	<1	169	198	1966,5

Los valores medios de Co (21 y 19 $\mu\text{g/g}$), Cu (123 y 141 $\mu\text{g/g}$), Cr (82 y 100 $\mu\text{g/g}$), Fe (66900 y 67700 $\mu\text{g/g}$), Mn (1148 y 951 $\mu\text{g/g}$), Ni (40 y 42 $\mu\text{g/g}$), Pb (17 y 16), Va (190 y 193 $\mu\text{g/g}$) y Zn (141 y 127 $\mu\text{g/g}$), no difieren entre testigos.

Considerando los valores medios máximos obtenidos por Nelson (1996), Villalobos (1997) y Pino & Fuentes (2001), es decir Cu (60 $\mu\text{g/g}$), Cr (58 $\mu\text{g/g}$), Ni (39 $\mu\text{g/g}$), Pb (37 $\mu\text{g/g}$) y Zn (91 $\mu\text{g/g}$), las concentraciones de Cu, Cr y Zn medidas en este estudio son mayores, las de Pb son menores, a la vez que las de Ni son prácticamente idénticas.

Los valores máximos de Cu, Mn, Pb y Zn (376, 1722, 40 y 469 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) difieren notoriamente de todos los promedios y se asocian a la ventana temporal de la crisis ambiental que ocurrió en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2004 (estudio UACH & CONAMA, 2005).

Estudio de variabilidad interanual

Textura y contenido de materia orgánica en el sedimento

Los valores porcentuales de los contenidos de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, en los sedimentos de las estaciones localizadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa (Fig. 6.2.7), se muestran en la Tabla 6.2.8. Se entregan también los resultados de los análisis estadísticos realizados para evaluar eventuales diferencias estadísticas entre promedios.

La arena (partículas entre 63 y 2000 micrones) fue la fracción dominante en los sedimentos de la estación Fuerte San Luis de Alba, durante septiembre 2008 y julio 2012 (54,4 y 64,1%, respectivamente). Durante el muestreo de abril 2008, la fracción más representativa fue el fango (partículas < 63 micrones) (Tabla 6.2.8). Durante todo el período de estudio (abril y septiembre 2008, julio 2012), la fracción dominante en los sedimentos de los sectores Santa María y Punucapa fue el fango, con porcentajes que variaron entre 45,6 y 73,3% (Tabla 6.2.8). Dentro de todas las estaciones y para todos los muestreos, la fracción menos representativa en los sedimentos fue la grava, con valores entre 0 y 2,8% (Tabla 6.2.8).

Los resultados de los análisis de varianza de una vía y de Kruskal-Wallis, realizados a los valores porcentuales de los contenidos de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, no muestran diferencias estadísticamente significativas ($p = 0 > 0,05$) (Tabla 6.2.8).

Tabla 6.2.8. Resultados de los análisis de varianza de una vía y de Kruskal-Wallis, realizados con los valores porcentuales de los contenidos de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total en los sedimentos de las estaciones de muestreo localizadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa. Los valores son promedios de cuatro réplicas \pm 1 desviación estándar. Se entregan los valores de F (resultantes del ANDEVA), H (resultantes de Kruskal-Wallis) y P (resultantes de ambos análisis).

sector Fuerte San Luis de Alba				
	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012	análisis estadístico
Grava	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	1,20 (0,94)	s/a*
Arena	27,2 (29,7)	54,4 (10,2)	64,1 (21,2)	H=6,18; p=0,05
Fango	59,9 (66,2)	30,2 (4,4)	17,2 (9,8)	F=3,79; p=0,07
Agregados biogénicos	12,9 (36,8)	15,4 (8,8)	17,5 (12,5)	H=4,35; p=0,11
Materia orgánica total	6,5 (15,8)	11,6 (1,3)	10,9 (3,9)	F=1,75; p=0,23

sector Santa María				
	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012	análisis estadístico
Grava	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	s/a*
Arena	4,4 (0,5)	7,0 (1,7)	23,4 (17,1)	H=4,31; p=0,12
Fango	64,2 (9,3)	73,3 (5,0)	54,1 (28,0)	H=2,81; p=0,25
Agregados biogénicos	31,4 (9,4)	19,7 (4,7)	22,5 (11,8)	F=1,42; p=0,29
Materia orgánica total	22,4 (0,1)	21,4 (0,4)	23,2 (2,8)	H=4,32; p=0,12

sector Punucapa				
	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012	Análisis estadístico
Grava	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	2,8 (4,6)	s/a*
Arena	21,6 (15,5)	38,3 (11,4)	13,3 (9,1)	F=3,94; p=0,06
Fango	51,5 (10,5)	45,6 (7,4)	65,3 (9,2)	F=4,09; p=0,06
Agregados biogénicos	26,9 (11,7)	16,1 (11,3)	18,6 (9,4)	F=1,11; p=0,38
Materia orgánica total	18,8 (9,6)	14,1 (0,5)	14,9 (0,6)	H=0,85; p=0,65

*s/a= datos sin análisis

Contenido de metales pesados

Durante todos los muestreos el hierro fue el metal pesado que mostró las más altas concentraciones (36600-53775 $\mu\text{g/g}$) en los sedimentos submareales del área de estudio; le sigue el aluminio y manganeso (28400-48389 y 720-2010 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) (Tabla 6.2.9). El cadmio y selenio fueron los metales pesados que mostraron las concentraciones más bajas durante el período de estudio (Tabla 6.2.9).

En los sedimentos de la estación ubicada en el sector del Fuerte San Luis de Alba, solo se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$), al comparar las concentraciones promedio de aluminio, níquel y plomo (Tabla 6.2.9). Las concentraciones de aluminio y níquel, fueron significativamente más altas durante los muestreos del año 2008 *versus* las estimadas durante el muestreo del año 2012, a la vez que las de plomo fueron significativamente más bajas durante septiembre 2008 y julio 2012 *versus* abril 2008 (Tabla 6.2.9).

En los sedimentos de la estación ubicada en el sector Santa María, se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$) al comparar las concentraciones promedio de hierro, aluminio, manganeso, cobre, níquel y plomo (Tabla 6.2.9). Los contenidos de hierro fueron similares durante abril 2008 y julio 2012, a la vez que los de aluminio, cobre, níquel y plomo fueron significativamente más altos durante el año 2008 (Tabla 6.2.9).

En los sedimentos de la estación ubicada en el sector Punucapa, se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones promedio de hierro, aluminio, cromo, níquel y plomo (Tabla 6.2.9). Aun cuando las concentraciones de aluminio no difirieron significativamente entre los muestreos de septiembre 2008 y julio de 2012, estas fueron similares y más altas durante el muestreo del año 2008 (Tabla 6.2.9). Una situación similar es la de las concentraciones de cromo y plomo, a la vez que las del níquel fueron significativamente más altas durante el año 2008 en relación al muestreo realizado el 2012 (Tabla 6.2.9).

Tabla 6.2.9. Resultados de los análisis de varianza de una vía y de Kruskal-Wallis, realizados a los valores de las concentraciones de metales pesados presentes en los sedimentos de las estaciones de muestreo localizadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa. Los valores son promedios de cuatro réplicas \pm 1 desviación estándar. Se entregan los valores de F (resultantes del ANDEVA), H (resultantes de Kruskal-Wallis) y P (resultantes de ambos análisis). Valores en negrita no difieren significativamente entre sí.

Sector Fuerte San Luis de Alba				
	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012	análisis estadístico
	ppm	ppm	ppm	
hierro	42477,4 (3621,3)	36600,0 (5028,6)	43200,0 (6396,9)	F=2,27; p=0,16
aluminio	41403,2 (2301,1)	33125,0 (4095,0)	28400,0 (4527,7)	F=10,09; p<0,01
manganeso	843,6 (89,4)	720,7 (168,6)	750,3 (201,8)	F=0,74; p=0,50
cobre	43,5 (2,2)	40,5 (6,0)	33,6 (5,7)	F=4,12; p=0,05
cromo	47,1 (2,8)	46,2 (4,8)	40,3 (5,3)	F=3,05; p=0,10
níquel	34,1 (0,9)	32,5 (1,9)	27,8 (2,6)	F=11,89; p<0,01
zinc	92,7 (6,6)	79,6 (8,2)	74,3 (9,9)	F=4,49; p=0,05
plomo	13,3 (0,8)	9,3 (1,6)	7,5 (1,3)	H=8,40; p=0,01
cadmio	0,4 (0,1)	0,3 (0,0)	<0,1 (0,0)	s/a*
selenio	1,0*	<0,5)	1,1 (0,2)	s/a*

sector Santa María				
	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012	análisis estadístico
	ppm	ppm	ppm	
hierro	53268,0 (842,5)	52475,0 (4673,6)	53775,0 (5379,8)	F=21,53; p<0,01
aluminio	48389,1 (513,3)	45800,0 (3827,1)	37275,0 (3494,2)	F=14,71; p<0,01
manganeso	1830,4 (5,8)	2010,5 (291,0)	1327,5 (178,0)	F=33,83; p<0,01
cobre	51,8 (1,5)	59,7 (1,6)	42,9 (4,0)	F=6,00; p=0,02
cromo	53,5 (1,7)	61,4 (2,1)	45,3 (5,2)	F=4,38; p=0,05
níquel	35,2 (1,3)	37,7 (0,9)	28,6 (2,4)	F=12,14; p<0,01
zinc	86,4 (0,6)	107,7 (3,4)	88,8 (7,8)	H=4,29; p=0,12
plomo	13,8 (1,4)	15,2 (0,5)	9,6 (1,0)	H=7,45; p=0,02
cadmio	0,5 (0,0)	0,5 (0,0)	<0,1 (0,0)	s/a*
selenio	0,7*	0,7 (0,2)	1,6 (0,1)	F=50,85; p<0,01

Continuación **Tabla 6.2.9.**

	sector Punucapa			análisis estadístico
	abril 2008 ppm	septiembre 2008 ppm	julio 2012 ppm	
hierro	51931,4 (4870,3)	53175,0 (4633,5)	53550,0 (7300,0)	F=11,58; p<0,01
aluminio	41724,7 (3535,6)	41250,0 (3975,5)	29175,0 (2914,8)	F=11,53; p<0,01
manganeso	999,7 (196,4)	1040,2 (52,5)	856,6 (77,1)	F=2,82; p=0,11
cobre	54,7 (9,9)	53,5 (2,4)	42,8 (5,2)	F=4,07; p=0,06
cromo	60,2 (1,8)	60,9 (2,6)	50,5 (7,0)	H=8,31; p=0,02
níquel	33,5 (1,2)	31,9 (1,4)	27,0 (3,0)	F=9,41; p<0,01
zinc	68,4 (4,4)	85,8 (11,6)	64,8 (7,9)	H=3,97; p=0,14
plomo	12,7 (2,0)	13,2 (0,6)	9,2 (1,1)	F=5,14; p=0,03
cadmio	0,4 (0,1)	0,4 (0,0)	<0,1 (0,0)	s/a*
selenio	<0.5	<0.5	1,2 (0,1)	s/a*

*s/a= datos sin análisis

Conclusiones

Los sedimentos analizados en las columnas recolectadas en la porción superior del río Cruces (cores A y B), corresponden a las típicas granulometrías de sedimentos depositados en ambientes regidos por mareas, sin grava y con altas proporciones de fango orgánico.

La aproximación utilizada para el análisis de las muestras (capas sedimentarias de 1cm de espesor), origina algunas dificultades para su interpretación, pues muchas veces esta depositación es milimétrica y dependiendo de la micro topografía del área (e.g. presencia de canales mareales). Esto puede explicar la variabilidad observada entre los testigos A y B.

Varios de los metales pesados estudiados en las columnas estratigráficas, tienen concentraciones promedio más altas que las mencionadas en estudios anteriores.

Algunos valores máximos de concentraciones de metales pesados a profundidades de entre 2 y 3 cm son mucho más altos que los promedios históricos.

Los análisis comparativos realizados a los datos de los años 2008 y 2012, muestran que en general, el fango fue la fracción dominante.

Hierro, aluminio y manganeso fueron los metales pesados más representativos en los sedimentos submareales de los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa. En general, las concentraciones promedio de los mismos fueron más bajas durante el muestreo realizado en julio de 2012 con relación a las detectadas durante abril y septiembre de 2008.

Referencias

Anderson F, L Black L Mayer & L Watling (1981). A temporal and spatial study of mudflat texture. *North Eastern Geology* 3: 184-196.

Byers S, Mills E & P Steward (1978). A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestion for a standard method. *Hydrobiologia* 58: 43-47.

Cruzat A (1976). Prospección geoquímica de la Cordillera de la Costa entre las latitudes 38° y 41°30' S. Informe preliminar. Instituto de Investigaciones Geológicas. Departamento de Geología Económica. Sección Geoquímica. 120 p.

Díaz L, W Vivallo, G Alfaro & M Cisternas (1988). Geoquímica de los esquistos paleozoicos de Bahía Mansa, Osorno, Chile. En: *Actas Congreso Geológico Chileno*. Vol. 2, E 75-E 96.

Nelson P (1996). Concentración de metales pesados en el complejo estuarial Valdiviano. Tesis para optar al Título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile 52p.

De Grys A (1961). Prospección geoquímica preliminar de suelos y sedimentos en áreas seleccionadas de Chile central. *Anales Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, Santiago* p 247-273.

Pino M & N Fuentes (2001). Determinación de origen, niveles naturales y posible aportes antrópicos en los contenidos de metales traza en los estuarios de Valdivia, X Región. Servicio Nacional de Geología y Minería - Universidad Austral de Chile. 230 p. Inédito disponible en la Oficina Técnica de Puerto Varas de SERNAGEOMIN.

Sernageomin (1998). Estudio Geológico Económico de la X Región Norte. Servicio Nacional de Geología y Minería. Subdirección Nacional de Geología. Geología Económica. Recursos minerales y energéticos, Vol. 3, 235 p.

Sokal R & F Rohlf (1995). *Biometry. the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman, New York 877 pp.

Troncoso R (2000). Valores preliminares de metales pesados. Región de los Lagos. Chile. *Actas Primer Congreso Iberoamericano de Química Ambiental*.

UACH (2005). Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la provincia de Valdivia (Convenio UACH & CONAMA).

UACH (2009). Recopilación y análisis de información en apoyo para la elaboración del anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental, para la protección de las aguas de la cuenca del río Valdivia. (Convenio UACH & CONAMA).

Villalobos S (1997). Distribución espacial y temporal de metales traza en los sedimentos del sistema estuarial Valdivia. Tesis para optar al Título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile, 33 p.

Vivallo W, G Alfaro & L Díaz (1988). Los meta basaltos de la serie occidental de la Cordillera de la Costa entre los 38°-41° Latitud Sur, Chile: Evidencias geoquímicas de cuenca marginal durante el paleozoico. En Actas VII Congreso Latinoamericano de Geología, Belem, Pará. Vol. 1, 260-273.

6.2.3.) OBJETIVO ESPECÍFICO 5: CARACTERIZAR LA CALIDAD DE AGUA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Una de las principales conclusiones del estudio realizado por la UACH durante los años 2004 y 2005, se refiere a cambios en calidad de agua en el Humedal del río Cruces y ríos tributarios. En la conclusión 35 se escribe:

“Basado en los muestreos realizados por la UACH y en los datos entregados por CELCO en sus informes periódicos de monitoreos ambientales (disponibles en la página WEB del SEA), se concluye que han habido cambios significativos en la calidad del agua del río Cruces, después del inicio de la operación de la Planta Valdivia.”

De ahí entonces que uno de los aspectos fundamentales de este estudio sea evaluar la calidad actual de agua en el área de estudio.

Objetivos específicos

- Evaluar la calidad de agua (temperatura, pH, conductividad, sólidos suspendidos, transparencia y metales pesados) en el Humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2012.
- Realizar comparaciones históricas para analizar eventuales cambios interanuales en esa calidad de agua.

Material y métodos

Recolección y análisis de las muestras de agua para análisis de temperatura, pH, conductividad, sólidos suspendidos y transparencia

Durante marzo, abril y julio de 2012 y enero y marzo de 2013 se recolectaron muestras de agua en 71 estaciones de muestreo, ubicadas a lo largo del eje longitudinal del río Cruces, en ríos tributarios al Cruces y en los ríos Valdivia y Calle Calle (Fig. 6.2.8). Los datos obtenidos en esos meses se comparan con datos obtenidos durante marzo de los años 2009 y 2010 en aproximadamente las

mismas estaciones. La ubicación de cada una de las estaciones de muestreo fue georeferenciada mediante el uso de un georreceptor satelital marca GARMIN modelo 60CSx. En cada una de las estaciones de muestreo, se realizaron mediciones *in situ* de temperatura, conductividad (con sensor WTW TetraCon 325), pH (con sensor WTW pH330i) y transparencia. Para medir la transparencia se usó el Disco Secchi, implemento que permite medir de modo indirecto la penetración de la luz en el agua; *i.e.* mientras mayor sea la profundidad a la que se observa el Disco Secchi, mayor es la transparencia del agua o penetración de la luz en la misma, situación que puede ser relacionada a una mayor concentración de material suspendido en la columna de agua.

Se recolectaron muestras de agua para determinar la concentración de sólidos suspendidos. Las muestras se almacenaron en botellas de 1 L hasta su posterior análisis en el laboratorio. Se filtraron volúmenes conocidos de agua a través de filtros de fibra de vidrio (0,4 μ m de diámetro de poro), pre-pesados y secados (65°C, 24 horas). Se determinaron las fracciones orgánica e inorgánica en los sólidos suspendidos mediante incineración (550°C, 4 horas) del material retenido en los filtros y cálculos de diferencia de peso (Strickland & Parsons, 1972).

Recolección y análisis de las muestras de agua para análisis de concentraciones de metales pesados

Durante abril y julio de 2012 se recolectaron muestras de agua en el eje central del humedal del río Cruces (estación 1 en el río San José, estación 2 en el río Cruces, estación 4 en el sector San Luis, estación 7 en el sector San Martín, estación 10 en el sector Santa María, estación 25 en el sector Puerto Claro, estación 43 en el sector Punucapa, estación 48 en el sector Cabo Blanco y estación 69 en el sector Isla Teja) y ríos tributarios del mismo (estaciones 8 en el río Cudico, 9 en el río Nanihue, 18 en el río Santa María, 17 y 22 en el río Pichoy, 24 y 29 en el río Tambillo, 32 y 40 en el río Cayumapu y 36 en el río San Ramón) (Fig. 6.2.9). Los datos obtenidos durante el año 2012 se comparan con datos obtenidos en marzo del año 2006.

También se recolectaron muestras de agua en los ríos Calle Calle (estaciones 50 y 60) y Valdivia (estaciones 56 y 65) (Fig. 6.2.9), con el objetivo de realizar análisis comparativos entre aguas del humedal *versus* aguas fuera del humedal. Los análisis se llevaron a cabo en laboratorios de SERNAGEOMIN, Santiago mediante el uso de un ICP-MS 2502 PT05-IT08. En este estudio, las concentraciones de metales pesados suspendidos se refieren a las concentraciones medidas en la fracción de sólidos retenida en un filtro millipore de 4,5 micrones de abertura de poro.

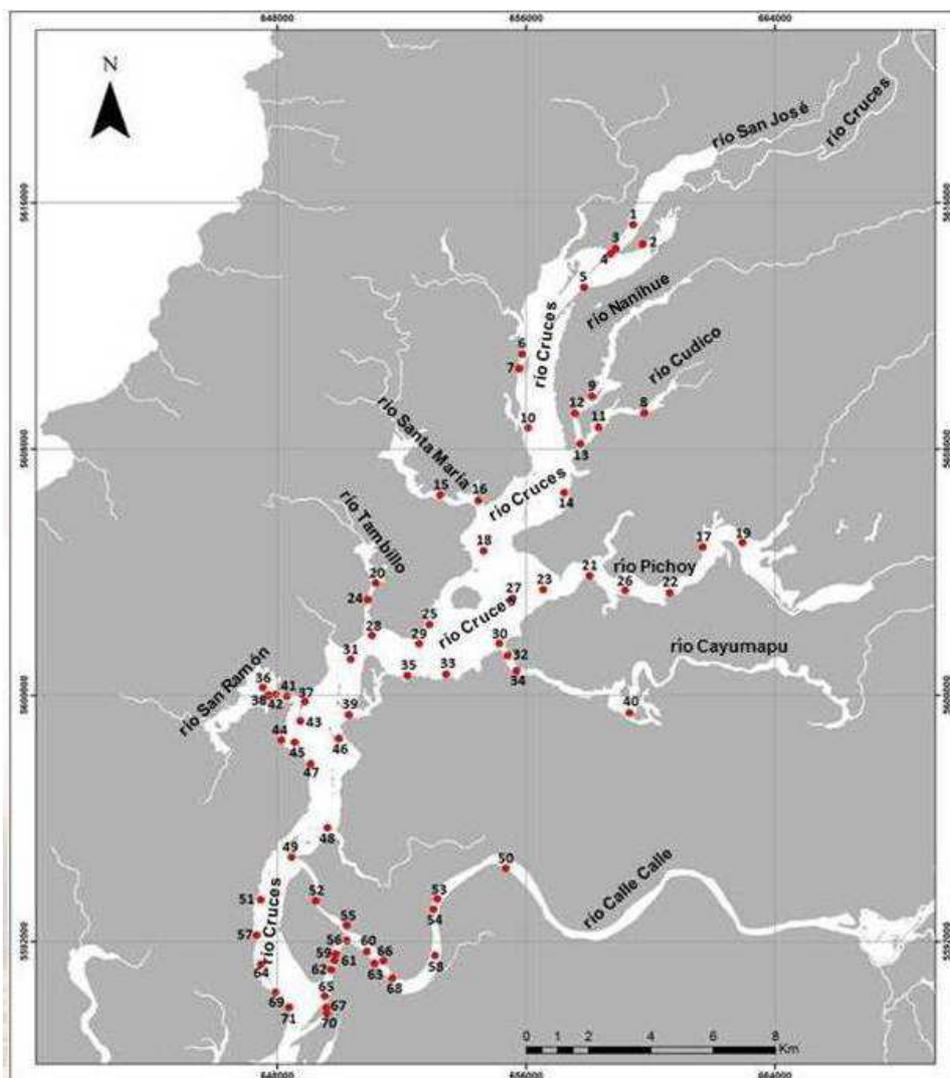


Figura 6.2.8. Ubicación de las estaciones de muestreo en el humedal del río Cruces y ríos tributarios.

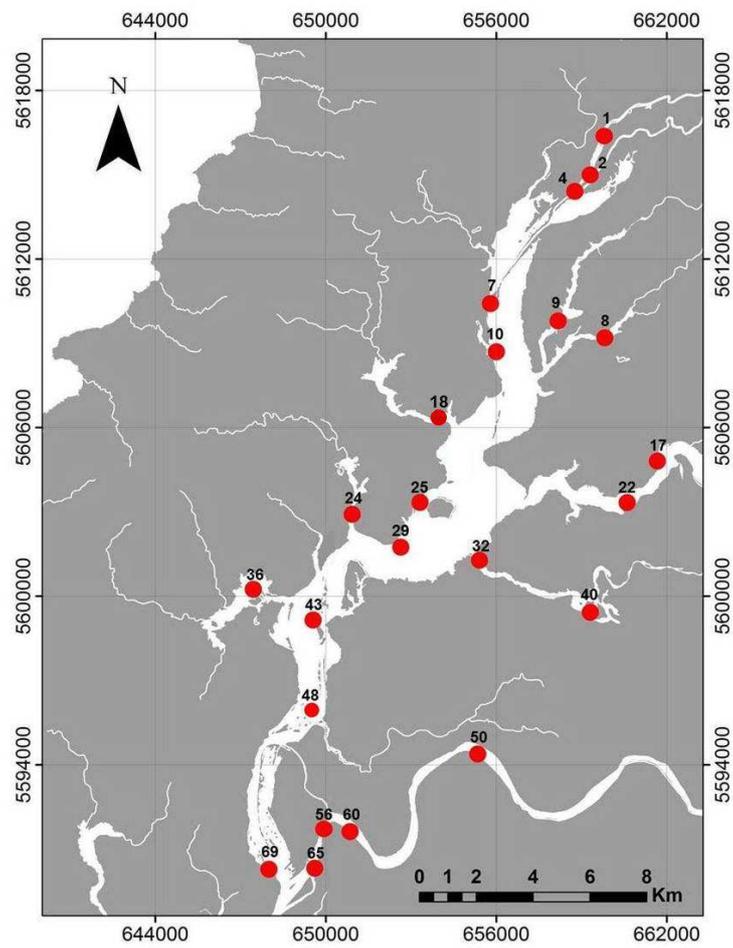


Figura 6.2.9. Ubicación de las estaciones donde se recolectaron muestras de agua para análisis de contenidos de metales pesados disueltos y suspendidos durante abril y julio 2012.

RESULTADOS

Temperatura

La Tabla 6.2.10 muestra que en general los valores más altos de temperatura del agua ocurrieron en aguas de los ríos tributarios del Cruces; e.g. en ríos Cudico, Nanihue, Santa María, Pichoy y Cayumapu. Esta tabla también muestra que en general, las temperaturas de los meses estivales disminuyen desde las zonas 1 – 7 (zona superior y media del humedal) a las zonas 11 – 14; es decir, hacia áreas ubicadas más próximas a la desembocadura del estuario del río Valdivia.

Conductividad

Los valores más altos de conductividad del agua (*i.e.* mayores concentraciones de sales) se detectaron durante muestreos realizados en marzo, mes que representa para el área de estudio el período de menor caudal hídrico (Tabla 6.2.11). Destaca el hecho que marzo del año 2009, fue uno de los períodos de mayor conductividad en el agua (ca. 1100 -1800 $\mu\text{S cm}$), situación que se detectó hasta la porción superior del área de estudio (e.g. agua de los ríos Nanihue y Cudico). La Tabla 6.2.11 muestra también que ha sido en las aguas del río Calle Calle donde se han medido en general, las conductividades más bajas; es decir, las aguas con mayor conductividad que remontan el estuario del río Valdivia ejercen su influencia primariamente a través de la porción inferior del río Cruces, no afectando en general al río Calle Calle (zona 11, Tabla 6.2.11).

pH

La Tabla 6.2.12 muestra los valores de pH en el agua del área de estudio; estos no mostraron tendencias definidas, con excepción del invierno del año 2012 (julio) cuando se detectaron en general los valores más bajos de esta variable ambiental.

Sólidos suspendidos totales

La Tabla 6.2.13 muestra que las concentraciones más altas de sólidos suspendidos ocurrieron durante los muestreos de marzo de los años 2010 y 2011 (hasta ca. 35 – 45 mg / L). Esto está probablemente relacionado al hecho de que

es durante este mes, cuando ocurre en general el menor caudal hídrico, lo que resulta en una disminución de la profundidad del agua y por lo tanto mayor resuspensión por efecto de corrientes superficiales y olas de pequeña intensidad. La Tabla 6.2.3 también muestra una tendencia a la disminución en las concentraciones de sólidos suspendidos en el agua del humedal del río cruces y ríos tributarios. Por ejemplo, durante enero y marzo del año 2013 las concentraciones de sólidos suspendidos totales sobrepasaron los 30 mg / L en solo una estación y fecha (estación 9, enero 2013); por el contrario, durante marzo del 2010 y 2011 tal situación ocurrió en ocho estaciones cada vez.

Profundidad del Disco Secchi

La Tabla 6.2.14 muestra menor transparencia del agua en el humedal del río Cruces y ríos tributarios, lo que tiene estrecha relación con las concentraciones más altas de sólidos suspendidos totales que ocurren en esta área. Por el contrario, los ríos Calle Calle y Valdivia tienen mayor transparencia y menor contenido de sólidos suspendidos totales (Tabla 6.2.14). En términos generales, se ha observado que durante el último tiempo el agua del humedal y sus ríos tributarios está más transparente.

Tabla 6.2.10. Variabilidad espacio temporal de la temperatura del agua en el área de estudio.

zonas	estación	temperatura (°C)							
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)	
1) Ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	19,5	17,9	18,1	13,6	8,1	21,0	16,8	
	2	19,0		16,8	13,5	8,0	19,7	16,0	
	3	19,3	17,5	17,2		8,0		16,9	
	4	19,4	17,9	17,1	13,2	8,0	20,5	16,3	
	5	19,5	17,7	17,0		8,1		18,5	
	6	19,6	17,4	17,5		8,0		17,2	
	7	20,3	18,0	17,6	13,5	8,0	21,3	17,4	
	10	18,4	18,4	18,2	14,6	8,0	21,5	17,6	
	prom.	19,4	17,8	17,4	13,7	8,0	20,8	17,1	
	2) Ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	14	21,7	21,5	18,3		8,5		20,3
13		21,9	21,2	18,5		8,3		19,0	
11		23,0	22,2	18,7		9,1		19,5	
12			20,8	18,0		8,2		20,2	
8		24,0	22,4	18,2	14,8	8,2	25,4	19,2	
9		22,4	22,4	19,2	14,6	8,5	25,3	19,6	
prom.		22,6	21,8	18,5	14,7	8,5	25,4	19,6	
3) Río Santa María (interior y exterior)		18	22,8	18,7	17,5	15,1	8,3	25,4	19,3
	16	23,6	19,2	18,5		8,1		20,2	
	15	20,8	19,2	18,5		8,4		20,0	
	prom.	22,4	19,0	18,2	15,1	8,3	25,4	19,8	
4) Río Pichoy (interior y exterior)	23	20,8	20,3	18,2		7,8		19,8	
	21			19,4		7,7		19,7	
	26	20,0	18,7	18,7		7,8		19,7	
	22	20,4	18,6	18,5	12,1	7,7	22,5	19,5	
	17	21,8	18,1	16,9	12,9	7,8	24,4	19,3	
	19			16,1		7,8		18,7	
	prom.	20,8	18,9	18,0	12,5	7,8	23,5	19,5	
5) Río Cruces (sectores Isla Rialejo y Santa Clara)	25	19,8	18,9	18,7	15,1	8,5	25,3	18,0	
	27			17,9		8,5		18,5	
	prom.	19,8	18,9	18,3	15,1	8,5	25,3	18,3	
	6) Río Tambillo (interior y exterior)	31			18,1		8,7		19,0
		29	19,1		18,2	15,1	8,4	24,3	18,9
		28	21,6	19,4	18,2		8,7		19,0
		24			18,7	15,9	8,5	25,7	18,7
		20	21,5	18,5	18,4		8,3		18,5
		prom.	20,7	19,0	18,3	15,5	8,5	25,0	18,8
	7) Río Cayumapu (interior y exterior)	30	20,9	21,5	18,0		8,1		18,6
32				18,5	14,2	8,1	24,5	18,8	
34			22,2	18,5		8,0		18,7	
40		20,8	22,7	19,1	13,7	7,4	24,0	18,6	
prom.		20,9	22,1	18,5	14,0	7,9	24,3	18,7	
8) Río Cruces (sector Chorocamayo)	33			18,0		8,3		19,0	
	35	21,1	19,5	18,0		8,4		18,2	
	prom.	21,1	19,5	18,0		8,4		18,6	
9) Río San Ramón (interior y exterior)	37	21,7	19,5	18,0		8,3		18,9	
	41	22,1	19,2	18,0		9,3		19,5	
	42			18,2		9,2		19,1	
	36	22,7	19,5	17,9	15,2	9,3	25,0	19,3	
	38	22,6		18,0		9,5		19,3	
	prom.	22,3	19,4	18,0	15,2	9,1	25,0	19,2	

zonas	estación	temperatura (°C)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
10) Río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43			18,0	15,7	8,9	25,7	19,0
	39	21,2		18,2		9,0		18,6
	46	21,5		18,0		9,1		18,1
	44		20,1	19,3		8,9		20,5
	45	22,4		18,5		9,3		20,3
	47	26,8	20,3	18,5		9,1		19,2
	48	21,1	19,7	18,4	15,4	8,6	22,5	19,1
	prom.	22,6	20,0	18,4	15,6	9,0	24,1	19,3
11) Río Cruces (sector Isla Teja)	49	19,4	19,3	18,2		7,7		19,7
	51			18,2		7,8		18,4
	57			18,1		7,9		18,3
	64			18,7		8,2		18,0
	69	21,1	20,8	18,3	14,1	8,4	22,0	18,0
	71	20,5	20,7	17,9		8,3		17,8
	prom.	20,3	20,3	18,2	14,1	8,1	22,0	18,4
12) Canal Mareal Cau Cau	52	19,3		18,0		9,4		18,4
	55	18,4		17,2		9,4		19,0
	prom.	18,9		17,6		9,4		18,7

zonas	estación	temperatura (°C)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
13) Río Calle Calle	50	19,8	18,9	17,1	14,9	9,6	19,5	17,9
	53	19,5	17,8	17,7		9,4		17,6
	54	19,5	17,8	17,7		9,6		17,4
	58	19,2	17,9	17,3		9,5		17,2
	68	19,1	18,5	17,1		9,6		17,6
	66	19,1	19,7	17,1		9,4		17,8
	63	18,6	18,4	17,2		9,5		17,8
	60	19,4		17,2	15,2	9,5	20,0	17,8
	prom.	19,3	18,4	17,3	15,1	9,5	19,8	17,6
14) Río Valdivia	56	20,6	18,6	17,3	15,3	9,6	20,0	17,8
	59	20,9		17,7		9,6		17,8
	61	21,0	18,6	17,6		9,5		17,9
	62	21,0	18,7	17,6		9,4		17,9
	65	20,9	18,7	17,6	15,6	9,5	20,0	17,9
	67	21,2	18,8	17,8		9,6		17,9
	70	21,4		17,8		9,2		17,8
	prom.	21,0	18,7	17,6	15,5	9,5	20,0	17,9

Tabla 6.2.11. Variabilidad espacio temporal de la conductividad del agua en el área de estudio.

zonas	estación	conductividad ($\mu\text{S cm}$)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
1) Ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	204,0	47,0	144,0	169,0	43,0	84,0	150,0
	2	230,0		172,0	172,0	43,0	79,0	176,0
	3	228,0	41,2	171,0		41,0		155,0
	4	224,0	44,5	168,0	171,0	41,0	86,0	165,0
	5	212,0	44,8	165,0		41,0		149,0
	6	283,0	43,3	92,0		41,0		156,0
	7	471,0	39,9	153,0	176,0	39,0	69,0	142,0
	10	660,0	45,3	161,0	293,0	39,0	78,0	156,0
	prom.	314,0	43,7	153,3	196,2	41,0	79,2	156,1
	2) Ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	14	1797,0	95,4	156,0		43,0	
13		1495,0	71,5	164,0		48,0		193,0
11		1129,0	81,4	168,0		65,0		177,0
12			75,2	169,0		52,0		171,0
8		1430,0		169,0	251,0	54,0	69,0	163,0
9		1382,0	81,7	159,0	289,0	51,0	67,0	165,0
prom.		1446,6	81,0	164,2	270,0	52,2	68,0	174,7
3) Río Santa María (interior y exterior)		18	1753,0	61,6	158,0	727,0	38,0	50,0
16	204,0	68,1	113,0		27,0		302,0	
15	218,0	80,6	148,0		26,0		219,0	
prom.	725,0	70,1	139,7	727,0	30,3	50,0	357,7	
4) Río Pichoy (interior y exterior)	23	975,0	60,5	188,0		29,0		715,0
	21			170,0		29,0		357,0
	26	322,0	35,9	142,0		29,0		285,0
	22	647,0	33,5	100,0	466,0	27,0	37,0	308,0
	17	260,0	33,0	45,0	90,0	28,0	41,0	174,0
	19			44,0		27,0		47,0
	prom.	551,0	40,7	114,8	278,0	28,2	39,0	314,3

zonas	estación	conductividad ($\mu\text{S cm}$)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
5) Río Cruces (sectores Isla Rialejo y Santa Clara)	25	302,0	246,0	203,0	723,0	38,0	54,0	392,0
	27			241,0		28,0		407,0
	prom.	302,0	246,0	222,0	723,0	33,0	54,0	399,5
6) Río Tambillo (interior y exterior)	31			251,0		34,0		1741,0
	29	400,0		227,0	1112,0	38,0	50,0	820,0
	28	439,0	288,0	228,0		36,0		763,0
	24			213,0	768,0	24,0	54,0	657,0
	20	343,0	201,0	217,0		22,0		717,0
	prom.	394,0	244,5	227,2	940,0	30,8	52,0	939,6
7) Río Cayumapu (interior y exterior)	30	320,0	133,7	205,0		35,0		327,0
	32			189,0	884,0	36,0	54,0	263,0
	34		133,7	179,0		36,0		223,0
	40	1983,0	34,1	187,0	467,0	36,0	66,0	197,0
	prom.	1151,5	100,5	190,0	675,5	35,8	60,0	252,5
8) Río Cruces (sector Chorocamayo)	33			223,0		38,0		431,0
	35	367,0	190,2	249,0		43,0		968,0
	prom.	367,0	190,2	236,0		40,5		699,5
9) Río San Ramón (interior y exterior)	37	498,0	392,0	274,0		36,0		2107,0
	41	488,0	341,0	244,0		33,0		794,0
	42			272,0		34,0		1690,0
	36	463,0	364,0	234,0	1130,0	30,0	56,0	1625,0
	38	464,0		237,0		30,0		1651,0
	prom.	478,3	365,7	252,2	1130,0	32,6	56,0	1573,4

zonas	estación	conductividad ($\mu\text{S cm}$)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
10) Río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43			364,0	1670,0	37,0	58,0	2516,0
	39	401,0		226,0		37,0		1586,0
	46	681,0		411,0		39,0		1648,0
	44		482,0	278,0		39,0		1289,0
	45	621,0		281,0		33,0		1302,0
	47	597,0	429,0	298,0		35,0		3211,0
	48	646,0	692,0	297,0	3299,0	36,0	89,0	3069,0
	prom.	589,2	534,3	307,9	2484,5	36,6	73,5	2088,7
11) Río Cruces (sector Isla Teja)	49	897,0	905,0	324,0		34,0		1957,0
	51			3420,0		37,0		4090,0
	57			3180,0		36,0		4730,0
	64			3419,0		36,0		6200,0
	69	790,0	2320,0	3756,0	5200,0	38,0	458,0	6650,0
	71	712,0	1544,0	2558,0		36,0		7200,0
	prom.	799,7	1589,7	2776,2	5200,0	36,2	458,0	5137,8
12) Canal Mareal Cau Cau	52	268,0		340,0		44,0		2405,0
	55	1982,0		152,0		42,0		1812,0
	prom.	1125,0		246,0		43,0		2108,5

zonas	estación	conductividad ($\mu\text{S cm}$)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
13) Río Calle Calle	50	486,0	40,8	52,0	72,0	43,0	48,0	62,0
	53	230,0	41,1	54,0		42,0		53,0
	54	327,0	28,5	53,0		42,0		58,0
	58	596,0	41,3	53,0		42,0		55,0
	68	920,0	41,0	54,0		42,0		94,0
	66	1888,0	32,0	54,0		42,0		319,0
	63	1350,0	41,1	54,0		42,0		83,0
	60	1643,0		56,0	144,0	42,0	48,0	445,0
	prom.	930,0	38,0	53,8	108,0	42,1	48,0	146,1
	14) Río Valdivia	56	1778,0	47,6	140,0	338,0	42,0	48,0
59		1938,0		162,0		41,0		791,0
61		212,0	43,7	192,0		42,0		980,0
62		205,0	74,7	262,0		42,0		1099,0
65		258,0	190,0	602,0	2431,0	42,0	49,0	1553,0
67		271,0	650,0	762,0		41,0		1384,0
70		283,0		804,0		42,0		1529,0
prom.		706,4	201,2	417,7	1384,5	41,7	48,5	1143,1

Tabla 6.2.12. Variabilidad espacio temporal del pH del agua en el área de estudio.

zonas	estación	pH							
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)	
1) Ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	7,2	6,9	7,2	8,6	7,8	7,1	7,6	
	2	7,4	6,5	7,6	8,1	7,1	7,2	7,9	
	3	7,5	6,5	7,5		7,0		7,5	
	4	7,3	7,1	7,7	8,0	6,9	7,0	7,6	
	5	7,3	7,2	7,5		6,9		7,8	
	6	7,6	7,1	7,6		6,6		7,8	
	7	7,5	7,1	7,6	7,8	6,6	7,2	7,5	
	10	7,6	7,6	7,7	7,8	6,4	7,4	7,6	
	prom.	7,4	7,0	7,5	8,1	6,9	7,2	7,6	
	2) Ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	14	7,7	7,3	8,0		6,8		7,6
13		7,8	7,8	7,9		6,5		7,5	
11		7,1	7,0	7,8		6,3		7,7	
12				7,8		6,2		8,0	
8		7,6	7,2	7,8	7,7	6,3	7,2	7,3	
9		7,5	7,1	7,9	7,6	6,3	7,9	8,1	
prom.		7,5	7,3	7,9	7,7	6,4	7,6	7,7	
3) Río Santa María (interior y exterior)	18	7,1	6,9	7,5	7,7	6,3	7,3	8,0	
	16	7,4	6,8	7,4		6,5		8,0	
	15	7,5	7,0	8,0		6,6		7,7	
	prom.	7,3	6,9	7,7	7,7	6,5	7,3	7,9	
4) Río Pichoy	23	7,2	7,4	7,7		6,1		7,7	
	21			8,0		6,1		8,2	
	26	7,2	6,5	7,7		6,1		8,3	
	22	7,1	6,6	7,5	7,7	6,2	7,0	8,2	
	17	7,2	6,6	7,3	8,0	6,2	7,3	8,0	
	19			7,6		6,2		7,3	
	prom.	7,2	6,8	7,6	7,9	6,2	7,2	8,0	
5) Río Cruces (sectores Isla Rialejo y Santa Clara)	25	7,5	6,8	8,3	8,3	6,3	7,7	8,1	
	27			8,0		6,2		8,1	
	prom.	7,5	6,8	8,1	8,3	6,3	7,7	8,1	
	6) Río Tambillo (interior y exterior)	31			7,9		6,4		8,1
		29	7,4	7,8	8,1		6,3	7,8	8,1
		28	7,8	6,7	8,2		6,3		8,0
		24			8,0	7,8	6,3	8,2	8,3
		20	7,4	7,2	7,9		6,3		8,4
	prom.	7,5	7,2	8,0	7,8	6,3	8,0	8,2	
	7) Río Cayumapu (interior y exterior)	30	7,3	7,3	8,1		6,3		8,0
32				8,2	7,8	6,8	8,0	8,1	
34			7,5	8,3		6,9		7,5	
40		7,1	7,5	7,6	8,8	6,7	7,0	7,5	
prom.		7,2	7,4	8,0	8,3	6,7	7,5	7,8	
8) Río Cruces (sector Chorocamayo)	33			8,2		7,5		8,0	
	35	7,8	7,9	8,1		7,8		8,2	
	prom.	7,8	7,9	8,2		7,7		8,1	
9) Río San Ramón (interior y exterior)	37	7,2	7,5	7,9		6,6		8,0	
	41	7,2	7,5	8,0		6,7		7,6	
	42			8,2		6,6		8,3	
	36	7,3	7,3	7,8	7,9	6,5	7,8	7,9	
	38	6,8	7,6	7,8		6,7		8,4	
	prom.	7,1	7,5	7,9	7,9	6,6	7,8	8,0	

zonas	estación	pH						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
10) Río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43			8,1	7,8	7,0	7,9	8,3
	39	7,6	7,2	7,8		7,1		7,8
	46	7,4	7,5	8,4		6,9		8,1
	44		7,6	7,7		7,2		8,5
	45	7,2	7,4	7,7		6,4		8,2
	47	7,4	7,4	7,5		7,3		8,1
	48	7,6	7,2	7,4	7,6	7,4	7,6	8,3
	prom.	7,4	7,4	7,8	7,7	7,0	7,8	8,2
11) Río Cruces (sector Isla Teja)	49	7,3	7,0	7,3		6,5		8,2
	51			8,3		6,4		8,1
	57			8,3		6,7		8,3
	64			8,7		6,2		8,1
	69	8,4	7,1	8,0	8,0	6,3	7,7	8,1
	71	8,1	7,0	8,0		6,2		8,4
	prom.	7,9	7,0	8,1	8,0	6,4	7,7	8,2
12) Canal Mareal Cau Cau	52	7,4	7,0	7,2		6,7		8,2
	55	7,4	7,1	7,9		7,5		8,4
	prom.	7,4	7,1	7,6		7,1		8,3

zonas	estación	pH						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
13) Río Calle Calle	50	7,8	6,9	7,8	8,1	7,1	7,5	8,2
	53	7,7	7,2	7,5		6,9		8,1
	54	7,7		7,5		6,8		8,2
	58	7,4		7,3		6,8		7,9
	68	7,4	7,0	7,4		7,6		8,5
	66	7,5		7,8		6,7		8,1
	63	7,5	7,0	7,7		6,6		8,3
	60	7,4		7,8	8,6	6,7	7,4	8,1
	prom.	7,6	7,0	7,6	8,4	6,9	7,5	8,2
14) Río Valdivia	56	7,6	7,1	7,6	8,7	7,1	7,4	8,4
	59	7,5		7,6		6,9		7,9
	61	7,7		7,7		7,1		8,4
	62	7,5		7,8		6,5		8,2
	65	7,5		7,8	8,6	6,5	7,5	8,1
	67	7,5	6,9	7,7		6,4		8,2
	70	7,4		7,8		6,3		8,0
prom.	7,5	7,0	7,7	8,7	6,7	7,5	8,2	

Tabla 6.2.13. Variabilidad espacio temporal de los sólidos suspendidos totales del agua en el área de estudio.

zonas	estación	sólidos suspendidos totales (mg/L)							
		2009 (m)	2010 (m)	2011 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
1) Ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	5,3	2,5	8,8	4,1	2,5	5,9	2,8	5,4
	2	1,7	3,3	2,1	3,1	1,2	5,6	2,7	1,7
	3	0,5	8,7	2,6	2,6	SD	7,5	SD	8,3
	4	2,2	4,3	2,0	2,2	1,8	8,7	5,4	5,4
	5	7,0	12,4	5,2	4,6	SD	9,8	SD	12,0
	6	7,0	7,2	7,2	15,6	SD	7,2	SD	5,5
	7	9,5	32,9	14,8	10,6	4,2	8,3	14,8	3,3
	10	19,0	29,3	11,8	27,0	4,8	4,4	3,4	5,6
	prom.	6,5	12,6	6,8	8,7	2,9	7,2	5,8	5,9
	2) Ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	14	8,9	8,6	22,8	13,3		2,6	
13		9,7	26,3	34,6	20,5		3,1		17,7
11		15,1	13,8	32,3	18,4		2,9		12,4
12					7,6		3,3		9,2
8		18,3	43,5	12,9	11,5	6,1	3,1	16,0	8,5
9		18,3	22,3	40,6	26,8	6,6	7,1	31,5	8,1
prom.		14,0	22,9	28,6	16,3	6,4	3,7	23,7	9,9
3) Río Santa María (interior y exterior)	18	12,5	23,8	20,0	21,6	9,3	7,2	20,4	16,2
	16	17,3	31,3	28,9	26,1		14,2		17,7
	15	12,2	34,8	35,0	19,3		1,7		13,6
	prom.	14,0	30,0	28,0	22,3	9,3	7,7	20,4	15,8
4) Río Pichoy (interior y exterior)	23	11,8	24,5	35,5	16,6		3,1		6,7
	21				16,0		3,3		16,3
	26	15,0	14,3	33,2	19,7		4,3		16,7
	22	13,6	13,3	25,4	9,1	7,0	3,6	7,0	14,3
	17	7,3	20,0	37,4	13,2	8,0	4,3	17,0	11,5
	19				9,7		4,0		15,3
	prom.	11,9	18,0	32,9	14,1	7,5	3,8	12,0	13,5
5) Río Cruces (sectores Isla Rialejo y Santa Clara)	25	15,2	17,6	29,6	16,2	6,3	2,7	2,9	15,8
	27				17,8		1,7		19,5
	prom.	15,2	17,6	29,6	17,0	6,3	2,2	2,9	17,7
	6) Río Tambillo (interior y exterior)	31				14,0		3,4	
29		12,4	62,0	23,2	11,8	6,5	11,4	32,4	17,6
28		13,8	15,5	15,0	11,2		2,0		14,6
24					13,0	4,2	1,5	8,8	14,1
20		11,5	22,1	21,1	14,4		1,3		18,2
prom.		12,6	33,2	19,8	12,9	5,3	3,9	20,6	16,7
7) Río Cayumapu	30	7,3	19,0	12,8	15,1		6,5		14,6
	32	15,3	13,3		15,0	5,3	1,1	2,7	13,7
	34			13,6	13,5		8,6		9,3
	40	14,5	36,7	33,5	6,9	4,5	3,2	15,7	4,6
	prom.	12,4	23,0	20,0	12,6	4,9	4,9	9,2	10,6
8) Río Cruces, sector Chorocamayo	33				16,2		2,9		14,8
	35	8,3	23,0	12,2	8,8		6,5		22,9
	prom.	8,3	23,0	12,2	12,5		4,7		18,8
9) Río San Ramón	37	11,0	18,0	6,3	12,8		1,7		15,8
	41	12,8	8,4	3,5	11,4		1,2		15,3
	42				12,0		1,8		13,0
	36	14,5	30,3	9,8	12,4	5,8	1,0	4,4	15,8
	38	23,7	15,6	20,3	16,8		2,3		16,0
	prom.	15,5	18,1	10,0	13,1	5,8	1,6	4,4	15,2

zonas	estación	sólidos suspendidos totales (mg/L)							
		2009 (m)	2010 (m)	2011 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
10) Río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43				13,3	8,2	2,1	27,3	28,4
	39	11,3	146,9	22,0	11,8		2,4		64,8
	46	16,0	28,0	14,4	11,8		3,4		15,9
	44			6,4	10,6		1,7		8,4
	45	27,0	9,6	4,1	10,8		1,3		10,0
	47	7,8	22,6	16,7	9,5		1,0		11,4
	48	11,2	15,3	11,7	9,6	7,4	1,0	19,8	13,2
	prom.	14,6	44,5	12,5	11,1	7,8	1,8	23,5	21,7
11) Río Cruces (sector Isla Teja)	49	20,6	2,1	8,4	10,0		16,1		16,2
	51						27,9		9,4
	57				8,0		5,3		8,9
	64				7,6		3,9		36,8
	69	14,6	6,0	19,7	6,9	8,3	4,0	10,4	7,3
	71	8,1	2,0	27,0	5,7		4,4		9,4
	prom.	14,4	3,4	18,4	7,6	8,3	10,2	10,4	14,7
12) Canal Mareal Cau Cau	52	5,4	2,1	17,5	7,1		10,9		5,4
	55	4,1	1,9	5,1	2,4		7,8		3,8
	prom.	4,7	2,0	11,3	4,8		9,4		4,6

zonas	estación	sólidos suspendidos totales (mg/L)							
		2009 (m)	2010 (m)	2011 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
13) Río Calle Calle	50	1,5	1,6	2,4	1,4	2,8	6,0	1,5	1,3
	53	1,7	1,8	2,9	1,7		6,1		2,2
	54	2,6		2,7	1,4		6,3		1,4
	58	1,7		1,6	1,2		4,9		2,4
	68	9,8	8,0	2,7	1,4		5,0		3,8
	66	10,4		2,0	2,2		6,5		2,0
	63	3,4	3,5	2,9	1,3		5,1		2,9
	60	4,0		7,5		1,4	5,8	2	5,4
	prom.	4,4	3,7	3,1	1,5	2,1	5,7	1,8	2,7
14) Río Valdivia	56	4,2	1,8	7,4	1,7	1,1	7,3	1,5	2,9
	59	3,6		18,9	1,8		5,5		8,4
	61	4,2		12,6	1,7		5,1		2,7
	62	4,2		9,3	2,8		14,6		3,5
	65	3,6		4,6	3,2	3,0	7,3	2,5	4,4
	67	4,4	1,8	14,2	3,9		7,9		9,8
	70	5,9		14,3	3,3		7,7		2,8
	prom.	4,3	1,8	11,6	2,6	2,1	7,9	2,0	4,9

Tabla 6.2.14. Variabilidad espacio temporal de la transparencia de las agua en el área de estudio.

zonas	estación	Secchi (m)							
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (M)	
1) Ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	1,7	2,9	1,9	5,0	2,8	2,5	2,8	
	2	4,2		3,9	5,5	1,9	4,3	5,3	
	3	4,0	4,2	3,4		2,1		2,4	
	4	2,5	2,3	3,1	4,2	2,1	3,4	3,8	
	5	0,7	1,6	2,4		1,8		1,2	
	6	1,3	1,5	1,5		1,9		2,4	
	7	1,2	1,0	1,8	3,4	2,4	1,5	3,0	
	10	1,0	0,5	0,9	2,8	2,1	1,6	3,1	
	prom.	1,8	2,0	2,4	4,2	2,1	2,7	3,0	
	2) Ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	14	1,1	0,8	1,1		3,3		1,1
13		1,0	0,6	1,0		1,9		1,5	
11		1,0	0,5	1,2		2,2		1,1	
12			0,6	1,7		2,6		1,8	
8		1,0		1,2	1,7	1,8	1,1	1,1	
9		0,8	0,4	0,6	1,9	1,2	0,7	1,4	
prom.		1,0	0,6	1,1	1,8	2,2	0,9	1,3	
3) Río Santa María (interior y exterior)	18	1,0		0,8	2,0	3,4	0,9	1,1	
	16	0,9	0,5	0,8		2,6		1,1	
	15	1,2	0,5	0,9		1,9		1,1	
	prom.	1,0	0,5	0,8	2,0	2,6	0,9	1,1	
4) Río Pichoy (interior y exterior)	23	1,1	0,6	1,2		1,7		1,0	
	21			1,2		2,3		1,1	
	26	1,1	0,5	1,1		2,0		1,0	
	22	1,2	0,6	1,1	2,0	1,8	0,9	1,0	
	17	1,0	0,7	1,5	1,7	1,9	0,6	1,0	
	19			1,6		1,9		1,0	
	prom.	1,1	0,6	1,2	1,9	1,9	0,8	1,0	
5) Río Cruces (sectores Isla Rialejo y Santa Clara)	25	1,0	0,4	1,4	1,9	2,7	0,7	1,2	
	27			1,4		2,5		1,5	
	prom.	1,0	0,4	1,4	1,9	2,6	0,7	1,4	
	6) Río Tambillo (interior y exterior)	31			1,4		2,6		1,3
		29	1,1		1,6	2,3	3,1	0,7	1,6
		28	0,5	0,4	1,5		2,5		1,3
		24			1,5	2,5	2,2	0,8	1,5
		20	1,1	0,4	1,6		1,2		1,3
	prom.	0,9	0,4	1,5	2,4	2,3	0,7	1,4	
	7) Río Cayumapu (interior y exterior)	30	1,0	0,6	1,2		2,4		1,5
32				1,5	2,1	2,5	0,8	1,1	
34			0,6	1,2		2,2		1,6	
40		1,2	0,8	1,3	2,3	2,2	1,1	1,6	
prom.		1,1	0,7	1,3	2,2	2,3	1,0	1,5	
8) Río Cruces (sector Chorocamayo)	33			1,2		2,3		1,2	
	35	1,5	0,5	1,1		2,0		1,5	
	prom.	1,5	0,5	1,1		2,1		1,4	
9) Río San Ramón (interior y exterior)	37	1,3	0,5	1,7		2,2		1,8	
	41	0,6	0,5	1,4		2,2		1,1	
	42			1,5		0,9		1,7	
	36	1,1	0,7	1,2	2,2	1,9	0,8	1,4	
	38	0,5		1,7		2,0		1,4	
	prom.	0,8	0,6	1,5	2,2	1,8	0,8	1,5	

zonas	estación	Secchi (m)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
10) Río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43			1,7	2,0	2,8	0,8	1,6
	39	1,5				2,6		1,0
	46	1,0		1,5		2,0		0,9
	44		0,5	1,6		2,2		0,8
	45	0,7		1,4		2,3		0,8
	47	1,2	0,5	1,4		2,1		1,8
	48	1,6	0,8	1,4	2,2	2,9	0,9	1,8
	prom.	1,2	0,6	1,5	2,1	2,4	0,8	1,2
11) Río Cruces (sector Isla Teja)	49	0,7	1,0	1,6		1,9		1,1
	51			2,2		2,1		2,2
	57			2,4		2,4		2,2
	64			2,5		2,0		1,7
	69	1,4	0,9	2,4	2,5	2,3	1,1	1,9
	71	2,1	0,9	2,9		2,1		2,1
	prom.	1,4	0,9	2,3	2,5	2,1	1,1	1,8
12) Canal Mareal Cau Cau	52	2,8		2,6		2,1		2,9
	55	1,7		4,2		2,0		1,4
	prom.	2,3		3,4		2,1		2,2

zonas	estación	Secchi (m)						
		2009 (m)	2010 (m)	2012 (m)	2012 (a)	2012 (j)	2013 (e)	2013 (m)
13) Río Calle Calle	50	4,3	4,6	5,2	5,8	2,8	7,1	5,1
	53	4,2	4,5	7,0		2,5		5,2
	54	4,2	3,4	7,0		2,6		5,4
	58	4,0	3,8	6,4		2,3		5,3
	68	3,6	3,3	6,0		3,2		5,2
	66	3,0	4,1	5,3		2,1		5,1
	63	3,4	3,8	6,2		2,2		5,3
	60	3,2		6,1	4,7	2,0	6,4	5,1
	prom.	3,7	3,9	6,2	5,3	2,4	6,7	5,2
	14) Río Valdivia	56	3,0	3,6	4,6	3,7	2,5	4,6
59		2,2		5,1		2,2		4,1
61		2,3	3,7	5,4		2,3		4,0
62		2,6	3,3	5,5		2,1		3,6
65		2,0	2,0	4,0	2,8	1,9	4,1	3,5
67		2,6	1,9	3,0		2,8		3,3
70		2,4		2,7		2,7		3,8
prom.		2,4	2,9	4,3	3,3	2,3	4,3	3,8

Metales pesados

Durante los muestreos de abril y julio de 2012, las concentraciones de metales pesados disueltos estuvieron en general, bajo el límite de detección de la metodología utilizada; hierro, aluminio y manganeso fueron los metales disueltos que mostraron las concentraciones más altas cuando se detectaron con esa metodología (Tabla 6.2.15).

Los metales pesados suspendidos más comunes en el área de estudio fueron el hierro, aluminio y manganeso. La Tabla 6.12.16 muestra que las concentraciones de estos elementos fueron más altas en aguas del río Cruces y en las de los ríos tributarios (zonas 1 a 11), que en aguas de los ríos Calle Calle y Valdivia. Para las zonas 1 a 11, se encontró que en general los valores más altos de hierro y manganeso ocurrieron durante el muestreo de marzo 2012 (menor caudal hídrico), a la vez que para el aluminio, las concentraciones más altas se detectaron durante el muestreo de julio de 2012 (mayor caudal hídrico y arrastre de sedimentos).

En las Tablas 6.2.17 y 6.2.18 se muestran las concentraciones de metales disueltos y suspendidos medidas durante el año 2012 y las medidas en marzo de 2006 en algunas de las estaciones muestreadas en este estudio (2012). Aún cuando la comparación no incluye datos para todas las estaciones, se observa que en general las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso fueron más altas durante el año 2012. Para evaluar, si esto representa una tendencia creciente de concentración de metales pesados en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, se recomienda realizar muestreos de mayor periodicidad e intensidad (aumento de número de muestras).

Tabla 6.2.15. Variabilidad espacial de las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso suspendidos en el agua del área de estudio durante abril y julio de 2012. est. = estación de muestreo, prom. = promedio.

zonas	est.	hierro (mg/L)		aluminio (mg/L)		manganeso (mg/L)	
		abril	julio	abril	julio	abril	julio
1) ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	1,18	1,48	0,41	0,85	0,03	0,02
	2	0,85	0,97	0,14	0,61	0,02	0,02
	4	0,91	1,36	0,17	0,86	0,02	0,02
	7	1,54	1,29	0,39	0,75	0,05	0,02
	10	1,09	1,53	0,20	0,45	0,08	0,01
2) ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	9	1,69	1,51	0,33	0,45	0,17	0,01
	8	2,20	1,47	0,63	0,47	0,15	0,01
3) río Santa María (interior y exterior)	18	1,21	1,59	0,34	0,91	0,12	0,03
4) río Pichoy	17	4,14	1,89	1,09	1,02	0,22	0,04
	22	1,93	2,12	0,57	1,04	0,16	0,04
5) río Cruces (sector Isla Rialejo y Santa Clara)	25	1,18	1,28	0,22	0,63	0,11	0,02
6) río Tambillo (interior y exterior)	24	4,73	0,91	0,88	0,30	0,44	0,01
	29	0,63	1,10	0,11	0,54	0,06	0,01
7) río Cayumapu	40	2,52	1,47	0,42	1,17	0,24	0,01
	32	0,82	1,52	0,22	0,91	0,07	0,02
9) río San Ramón	36	1,37	3,59	0,41	1,68	0,13	0,02
10) río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43	1,28	1,37	0,52	0,68	0,10	0,02
	48	1,17	1,12	0,48	0,55	0,09	0,01
11) río Cruces (sector Isla Teja)	69	0,32	1,39	0,10	0,89	0,01	0,02
	prom.	1,62	1,52	0,40	0,78	0,12	0,02
13) río Calle Calle	50	0,43	0,82	0,19	0,62	0,02	0,01
	60	0,58	0,79	0,27	0,57	0,04	0,01
	prom.	0,51	0,81	0,23	0,60	0,03	0,01
14) río Valdivia	56	0,18	0,62	0,08	0,46	0,01	0,01
	65	0,59	1,05	0,27	0,81	0,04	0,01
	prom.	0,38	0,84	0,18	0,64	0,02	0,01

Tabla 6.2.16. Variabilidad espacial de las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso disueltos en el agua del área de estudio durante abril y julio de 2012. est. = estación de muestreo, prom. = promedio.

zonas	est.	hierro (mg/L)		manganeso (mg/L)		aluminio (mg/L)	
		abril	julio	abril	julio	abril	julio
1) ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	0,01	<0,010	0,004	0,01	<0,020	<0,020
	2	0,02	<0,010	<0,003	0,02	<0,020	<0,020
	4	0,01	<0,010	<0,003	0,02	<0,020	0,03
	7	0,01	<0,010	<0,003	0,02	<0,020	<0,020
	10	0,02	<0,010	<0,003	0,02	<0,020	<0,020
2) ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	9	0,02	0,03	<0,003	0,02	<0,020	<0,020
	8	0,02	0,03	<0,003	0,02	<0,020	<0,020
3) río Santa María (interior y exterior)	18	0,04	<0,010	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
4) río Pichoy	17	<0,010	0,02	0,004	0,03	<0,020	<0,020
	22	0,02	0,03	<0,003	0,03	<0,020	<0,020
5) río Cruces (sector Isla Rialejo y Santa Clara)	25	0,01	0,01	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
6) río Tambillo (interior y exterior)	24	0,03	0,02	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
	29	0,05	0,01	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
7) río Cayumapu	40	0,02	0,04	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
	32	0,04	0,03	<0,003	0,02	<0,020	<0,020
9) río San Ramón	36	0,03	0,02	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
10) río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43	0,05	0,02	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
	48	0,10	<0,010	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
11) río Cruces (sector Isla Teja)	69	<0,010	<0,010	<0,003	0,01	<0,020	<0,020
	prom.	0,03	0,02	0,00	0,02	0,00	0,03
13) río Calle Calle	50	<0,010	<0,010	<0,003	0,00	<0,020	<0,020
	60	<0,010	0,01	<0,003	0,00	<0,020	<0,020
	prom.	<0,010	0,01	<0,003	0,00	<0,020	<0,020
14) río Valdivia	56	0,01	0,01	< 0,003	<0,003	<0,02	<0,020
	65	0,04	0,01	< 0,003	0,00	<0,02	<0,020
	prom.	0,03	0,01	<0,003	0,00	<0,02	<0,020

Tabla 6.2.17. Variabilidad espacio - temporal de las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso suspendidos en el agua del área de estudio durante marzo de 2006, abril y julio de 2012. est. = estación de muestreo, prom. = promedio.

zonas	sitios	est.	hierro (mg/L)			aluminio (mg/L)			manganeso (mg/L)		
			2006 (M)	2012 (A)	2012 (J)	2006 (M)	2012 (A)	2012 (J)	2006 (M)	2012 (A)	2012 (J)
 río Cruces	río San José	1		1,18	1,48		0,41	0,85		0,03	0,02
(eje central)	río Cruces	2		0,85	0,97		0,14	0,61		0,02	0,02
	sector San Luis	4	0,12	0,91	1,36	<0,02	0,17	0,86	0,01	0,02	0,02
	sector San Martín	7		1,54	1,29		0,39	0,75		0,05	0,02
	sector Santa María	10		1,09	1,53		0,20	0,45		1,09	0,01
	sector Puerto Claro	25		1,18	1,28		0,22	0,63		0,11	0,02
	sector Punucapa	43	0,32	1,28	1,37	0,11	0,52	0,68	0,03	0,10	0,02
	sector Cabo Blanco	48	0,57	1,17	1,12	0,27	0,48	0,55	0,03	0,09	0,01
	sector Isla Teja	69		0,32	1,39		0,10	0,89		0,01	0,02
	prom.		0,34	1,06	1,31	0,19	0,29	0,70	0,02	0,17	0,02
 ríos tributarios	río Nanihue	9	0,63	1,69	1,51	0,24	0,33	0,45	0,10	0,17	0,01
	río Cudico	8	0,88	2,20	1,47	0,36	0,63	0,47	0,13	0,15	0,01
	río Santa María	18		1,21	1,59		0,34	0,91		1,21	0,03
	río Pichoy	17	0,49	4,14	1,89	0,17	1,09	1,02	0,06	4,14	0,04
	río Pichoy	22	0,57	1,93	2,12	0,18	0,57	1,04	0,06	0,16	0,04
	río Tambillo	24		4,73	0,91		0,88	0,30		0,44	0,01
	río Tambillo	29	0,80	0,63	1,10	0,39	0,11	0,54	0,06	0,63	0,01
	río Cayumapu	40	0,46	2,52	1,47	0,15	0,42	1,17	0,06	2,52	0,01
	río Cayumapu	32	0,49	0,82	1,52	0,20	0,22	0,91	0,05	0,82	0,02
	río San Ramón	36	0,49	1,37	3,59	0,22	0,41	1,68	0,03	0,13	0,02
	prom.		0,60	2,12	1,72	0,24	0,50	0,85	0,07	1,04	0,02
 río Calle Calle		50		0,43	0,82		0,19	0,62		0,02	0,01
		60	0,07	0,58	0,79	0,04	0,27	0,57	0,01	0,04	0,01
	prom.		0,07	0,51	0,81	0,04	0,23	0,60	0,01	0,03	0,01
 río Valdivia		56		0,18	0,62		0,08	0,46		0,01	0,01
		65		0,59	1,05		0,27	0,81		0,04	0,01
	prom.			0,38	0,84		0,18	0,64		0,02	0,01

Tabla 6.2.18. Variabilidad espacio - temporal de las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso disueltos en el agua del área de estudio durante marzo de 2006, abril y julio de 2012. est. = estación de muestreo, prom. = promedio.

zonas	sitios	est.	hierro (mg/L)			aluminio (mg/L)			manganeso (mg/L)		
			2006 (M)	2012 (A)	2012 (J)	2006 (M)	2012 (A)	2012 (J)	2006 (M)	2012 (A)	2012 (J)
río Cruces (eje central)	río San José	1		1,18	1,48		0,41	0,85		0,03	0,02
	río Cruces	2		0,85	0,97		0,14	0,61		0,02	0,02
	sector San Luis	4	0,12	0,91	1,36	<0,02	0,17	0,86	0,01	0,02	0,02
	sector San Martín	7		1,54	1,29		0,39	0,75		0,05	0,02
	sector Santa María	10		1,09	1,53		0,20	0,45		1,09	0,01
	sector Puerto Claro	25		1,18	1,28		0,22	0,63		0,11	0,02
	sector Punucapa	43	0,32	1,28	1,37	0,11	0,52	0,68	0,03	0,10	0,02
	sector Cabo Blanco	48	0,57	1,17	1,12	0,27	0,48	0,55	0,03	0,09	0,01
	sector Isla Teja	69		0,32	1,39		0,10	0,89		0,01	0,02
	prom.		0,34	1,06	1,31	0,19	0,29	0,70	0,02	0,17	0,02
ríos tributarios	río Nanihue	9	0,63	1,69	1,51	0,24	0,33	0,45	0,10	0,17	0,01
	río Cudico	8	0,88	2,20	1,47	0,36	0,63	0,47	0,13	0,15	0,01
	río Santa María	18		1,21	1,59		0,34	0,91		1,21	0,03
	río Pichoy	17	0,49	4,14	1,89	0,17	1,09	1,02	0,06	4,14	0,04
	río Pichoy	22	0,57	1,93	2,12	0,18	0,57	1,04	0,06	0,16	0,04
	río Tambillo	24		4,73	0,91		0,88	0,30		0,44	0,01
	río Tambillo	29	0,80	0,63	1,10	0,39	0,11	0,54	0,06	0,63	0,01
	río Cayumapu	40	0,46	2,52	1,47	0,15	0,42	1,17	0,06	2,52	0,01
	río Cayumapu	32	0,49	0,82	1,52	0,20	0,22	0,91	0,05	0,82	0,02
	río San Ramón	36	0,49	1,37	3,59	0,22	0,41	1,68	0,03	0,13	0,02
	prom.		0,60	2,12	1,72	0,24	0,50	0,85	0,07	1,04	0,02
río Calle Calle		50		0,43	0,82		0,19	0,62		0,02	0,01
		60	0,07	0,58	0,79	0,04	0,27	0,57	0,01	0,04	0,01
		prom.	0,07	0,51	0,81	0,04	0,23	0,60	0,01	0,03	0,01
río Valdivia		56		0,18	0,62		0,08	0,46		0,01	0,01
		65		0,59	1,05		0,27	0,81		0,04	0,01
		prom.		0,38	0,84		0,18	0,64		0,02	0,01

Conclusiones

En general, los valores más altos de temperatura del agua ocurrieron en aguas de los ríos tributarios del Cruces; e.g. en ríos Cudico, Nanihue, Santa María, Pichoy y Cayumapu.

Los valores más altos de conductividad del agua (*i.e.* mayores concentraciones de sales) se detectaron durante muestreos realizados en marzo, mes que representa para el área de estudio el período de menor caudal hídrico. Los valores de pH no mostraron tendencias definidas, con excepción del invierno del año 2012 (julio) cuando se detectaron en general los valores más bajos de esta variable ambiental.

Las concentraciones más altas de sólidos suspendidos ocurrieron durante los muestreos de marzo de los años 2010 y 2011 (hasta *ca.* 35 – 45 mg / L). Esto está probablemente relacionado al hecho de que es durante este mes, cuando ocurre en general el menor caudal hídrico, lo que resulta en una disminución de la profundidad del agua y por lo tanto mayor resuspensión por efecto de corrientes superficiales y olas de pequeña intensidad. Se ha observado una tendencia temporal a la disminución en las concentraciones de sólidos suspendidos y a un aumento en la transparencia del agua del humedal del río cruces y ríos tributarios.

Los metales pesados disueltos y suspendidos más comunes en el área de estudio fueron el hierro, aluminio y manganeso.

En general, las concentraciones de hierro, aluminio y manganeso disueltos en las aguas del eje central del humedal del río Cruces, ríos tributarios del mismo y ríos Calle Calle y Valdivia, estuvieron bajo el límite de detección de las metodologías utilizadas.

Las concentraciones promedio de hierro, aluminio y manganeso suspendido fueron más altas durante los muestreos realizados durante el año 2012, que durante el realizado en el año 2006.

6.3) EN RELACIÓN AL ESTADO ACTUAL DE LOS COMPONENTES BIOTICOS:

6.3.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 6: EVALUAR LA DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD ACTUAL DE LAS MACRÓFITAS ACUÁTICAS DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Las macrófitas acuáticas presentes en el humedal del río Cruces y ríos tributarios cumplen un rol importante como hábitat para una variada cantidad de organismos (Ramírez & San Martín, 2006; Blanco, 1999) y constituyen una fuente de alimento primordial para diversas aves acuáticas del área (e.g. Cisne de cuello negro, Tagua) (Corti & Schlatter, 2002).

La riqueza de especies de macrófitas acuáticas en Chile, aumenta gradualmente desde el norte hacia el sur, alcanzando su máximo en la zona de Valdivia (40° S), específicamente en el área de estudio de este proyecto (Schlatter *et al.* 1991). Hasta antes del año 2004, la flora acuática del humedal del río Cruces estaba dominada por el Luchecillo (*Egeria densa*) (Mansilla, 1997).

Objetivos específicos

- Evaluar la distribución actual de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios como también fuera del humedal en los ríos Calle Calle y Valdivia.
- Realizar comparaciones históricas para analizar la eventual recolonización de Luchecillo (*Egeria densa*) en el área de estudio.

Material y métodos

Se visitaron 71 estaciones ubicadas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios incluyendo los ríos Calle Calle y Valdivia entre los meses de febrero y abril de 2012. Estos fueron los mismos sitios de muestreo desde donde se recolectaron muestras para análisis de calidad de agua (Fig. 6.3.1). En cada una de estas estaciones se determinó la presencia o ausencia de las siguientes macrófitas acuáticas: Luchecillo (*Egeria densa*), Huiro rojo (*Potamogeton pusillus*) y Huiro verde (*Potamogeton lucens*) (Fig. 6.3.2). Visitas preliminares al área, realizadas al inicio de este estudio (enero 2012), mostraron que estas tres especies eran las macrófitas sumergidas más abundantes del humedal del río Cruces y ríos tributarios. Los datos obtenidos de la distribución del Luchecillo se compararon con datos obtenidos años anteriores (2008-2009-2012) y con datos obtenidos actualmente (2013) para evaluar la variación histórica de la distribución espacial de esta macrófita.

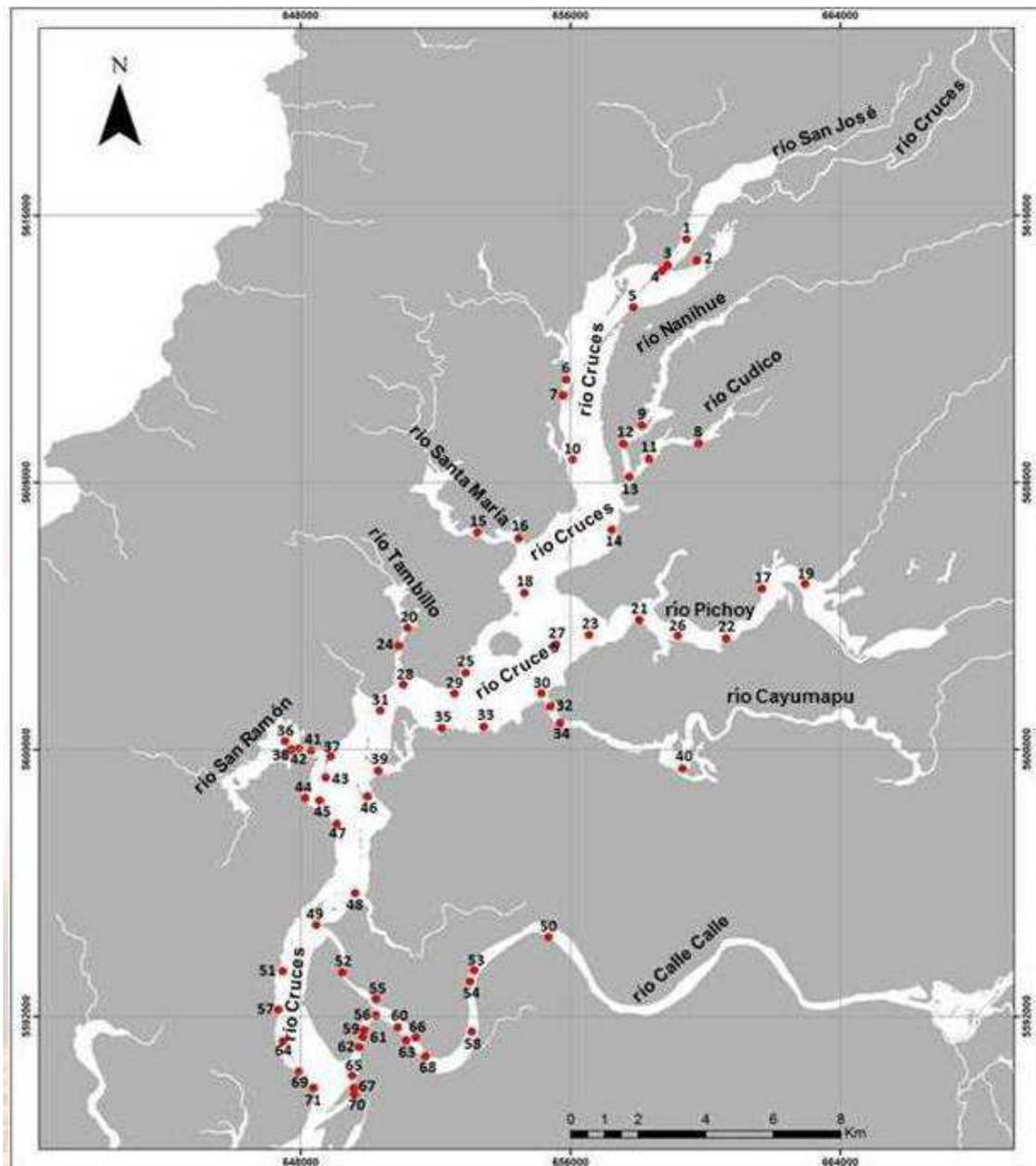


Figura 6.3.1. Ubicación de las estaciones de muestreo en el humedal río Cruces y ríos tributarios.

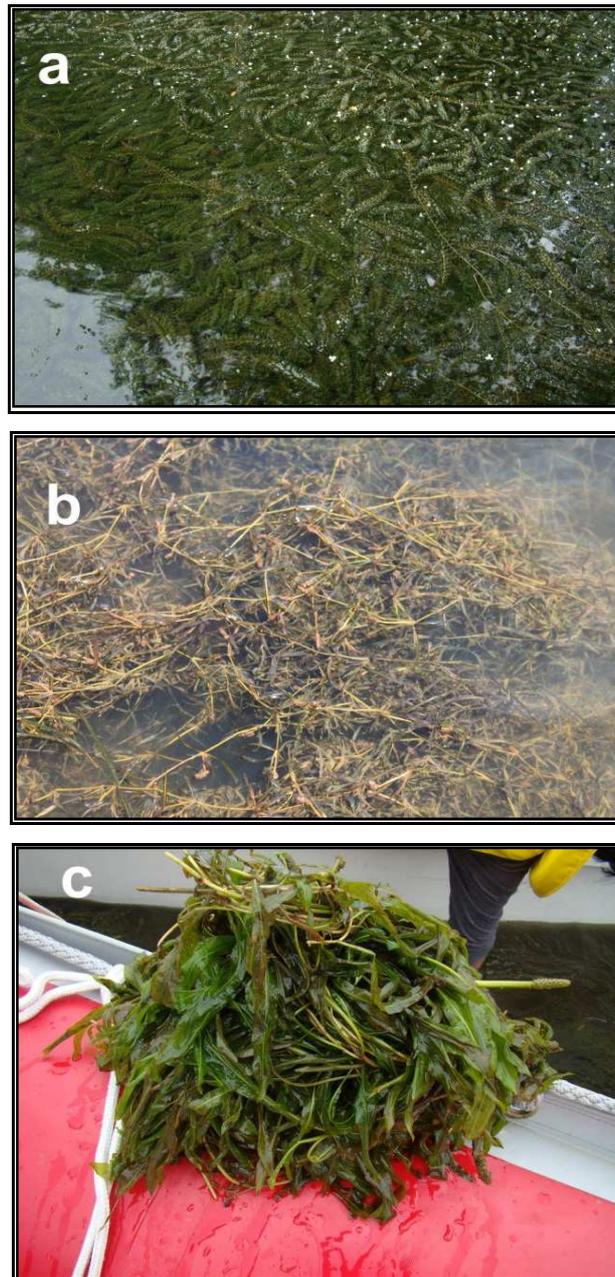


Figura 6.3.2. Principales macrófitas acuáticas presentes en el humedal del río Cruces y ríos tributarios como también fuera del humedal. a = Luchecillo (*Egeria densa*); b = Huiro rojo (*Potamogeton pusillus*); c = Huiro verde (*Potamogeton lucens*).

Resultados

Las macrófitas acuáticas que tuvieron mayor presencia en el área de estudio fueron el Luchecillo (*Egeria densa*) presente en 35 estaciones (49,3 % del total), el Huiro rojo (*Potamogeton pusillus*) observado en 25 sitios de muestreo (35,2 % del total) y el Huiro verde (*Potamogeton lucens*) presente en 7 estaciones (9,9 % del total) (Tabla 6.3.1) (Fig. 6.3.3).



Figura 6.3.3. Porcentaje de presencia de la principales macrófitas acuáticas sumergidas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios incluyendo los ríos Calle Calle y Valdivia durante los meses de febrero y abril del año 2012.

En las estaciones de muestreo ubicadas en la zona 1, se observó la presencia de las tres especies de macrófitas de la cuales dos de ella *E. densa* y *P. pusillus* alcanzaron porcentajes de distribución similares, 62,5 % cada una, mientras que *P. lucens* solo alcanzó un 25,0 %. En las estaciones de los ríos Cudico, Nanihue y San Antonio correspondientes a la zona 2, solo dos macrófitas presentaron una alta distribución *P. pusillus* (100 %) y *E. densa* (83,3 %). En los sitios de muestreo del río Santa María (zona 3), solo se observó la presencia de *P. pusillus* en un 33,3 % (Tabla 6.3.1).

La macrófita que tuvo mayor presencia en las estaciones del río Pichoy (zona 4) fue *P. pusillus* con un 66,6 %, le sigue *E. densa* con un 33,3 % y finalmente *P. lucens* con un 16,6 %. Solo en una estación del sector Isla Rialejo y Santa Clara (zona 5) se observó la presencia de *P. pusillus* (50,0 %). En el río Tambillo (zona 6) predominó *E. densa* en su totalidad con un 100 %, le sigue *P. pusillus* con un 80,0 %, mientras que *P. lucens* está ausente en estas áreas. (Tabla 6.3.1).

En los sitios de muestreo del río Cayumapu (zona 7) se observó la presencia de las tres especies de macrófitas, siendo *E. densa* la que alcanzó un 50,0 % de distribución, mientras que *P. pusillus* y *P. lucens* alcanzaron un 25,0 % cada una. En las estaciones del sector Chorocamayo (zona 8), *E. densa* es la planta acuática dominante del lugar (100 %) sin presencia de *P. pusillus* y *P. lucens*. (Tabla 6.3.1).

Solo en una estación del río San Ramón (zona 9) se observó la presencia de *E. densa* (20,0 %) y *P. pusillus* (20,0 %). Por el contrario en los sectores de La Dehesa y Punucapa (zona 10) reaparece *P. lucens* alcanzando un 28,6 % seguido de *E. densa* (14,3 %) y desaparece *P. pusillus*. Mientras que en el sector Isla Teja (zona 11) solo se observó la presencia de *P. pusillus* el cual alcanzó un 16,7 % de distribución en el área. (Tabla 6.3.1).

En la estación 55 del canal mareal Cau Cau (zona 12) se observó la presencia de las tres especies de macrófitas acuáticas: *E. densa*, *P. pusillus* y *P. lucens* en igual proporción de distribución 50,0 %. En los sitios de muestreo ubicados en los ríos Calle Calle (zona 13) y Valdivia (zona 14) solo ocurrió la macrófita *E. densa* que alcanzó una amplia distribución (87,5 % y 57,1 % respectivamente) mientras que *P. pusillus* y *P. lucens* se mantuvieron ausentes de esas áreas (Tabla 6.3.1).

Tabla 6.3.1. Presencia y ausencia de las principales macrófitas en los sitios visitados del río Cruces y ríos tributarios, durante los meses de febrero y abril del año 2012. P = plantas presentes, A = plantas ausentes.

	estación	especies		
		<i>E. densa</i>	<i>P. pusillus</i>	<i>P. lucens</i>
1) ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	P	P	A
	2	P	A	A
	3	P	A	A
	4	A	A	A
	5	A	P	A
	6	P	P	P
	7	A	P	P
	10	P	P	A
2) ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	9	A	P	A
	12	P	P	A
	8	P	P	A
	11	P	P	A
	13	P	P	A
	14	P	P	A
3) río Santa María (interior y exterior)	15	A	A	A
	16	A	P	A
	18	A	A	A
4) río Pichoy	19	P	P	A
	17	A	A	A
	22	P	P	P
	26	A	A	A
	21	A	P	A
	23	A	P	A
5) río Cruces, sector Isla Rialejo y Santa Clara	25	A	A	A
	27	A	P	A
6) río Tambillo (interior y exterior)	20	P	P	A
	24	P	P	A
	28	P	P	A
	29	P	A	A
	31	P	P	A

Continuación Tabla 6.3.1.

zonas	estación	especies		
		<i>E. densa</i>	<i>P. pusillus</i>	<i>P. lucens</i>
7) río Cayumapu	40	P	A	A
	34	A	A	A
	32	P	P	P
	30	A	A	A
8) río Cruces, sector Chorocamayo	33	P	A	A
	35	P	A	A
9) río San Ramón	36	A	A	A
	41	A	A	A
	42	P	P	A
	37	A	A	A
	38	A	A	A
10) río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43	A	A	A
	39	A	A	A
	46	A	A	A
	44	A	A	A
	45	P	A	P
	47	A	A	A
	48	A	A	P
11) río Cruces (sector Isla Teja)	49	A	A	A
	51	A	A	A
	57	A	A	A
	64	A	A	A
	69	A	A	A
	71	A	P	A
12) Canal Mareal Cau Cau	52	A	A	A
	55	P	P	P
13) río Calle Calle	50	P	A	A
	53	P	A	A
	54	P	A	A
	58	P	A	A
	68	P	A	A
	66	P	A	A
	63	P	A	A

Continuación **Tabla 6.3.1**

secciones	estación	especies		
		<i>E. densa</i>	<i>P. pusillus</i>	<i>P. lucens</i>
	60	A	A	A
14) río Valdivia	56	A	A	A
	59	P	A	A
	61	A	A	A
	62	P	A	A
	65	P	A	A
	67	P	A	A
	70	A	A	A

Comparaciones históricas de la distribución espacial del Luchecillo (*E. densa*) en el humedal del río Cruces y ríos tributarios

Durante los años 2008, 2009 y 2011 se realizaron visitas periódicas al humedal del río Cruces y ríos tributarios a fin de evaluar la eventual recolonización del Luchecillo en el área. Estas visitas de terreno se realizaron a fines de la época estival (febrero - marzo), actividad que también se realizó durante los años 2012 y 2013.

De las 57 estaciones que fueron muestreadas durante el año 2008, el Luchecillo solo estuvo presente en 14 estaciones (24,6 % del total) (Fig. 6.3.4). Los resultados que se muestran en la Tabla 6.3.2, indican que solo se observaron plantas aisladas de Luchecillo en la zona 9 (río San Ramón (estación 36)), zona 10 (río Cruces, sector Punucapa (estación 44)) y en el canal mareal Cau Cau (zona 12). Durante el mismo año, esta macrófita acuática se detectó en gran parte de las estaciones de muestreo ubicadas en la zona 13 (río Calle Calle) y zona 14 (río Valdivia) (Tabla 6.3.2).

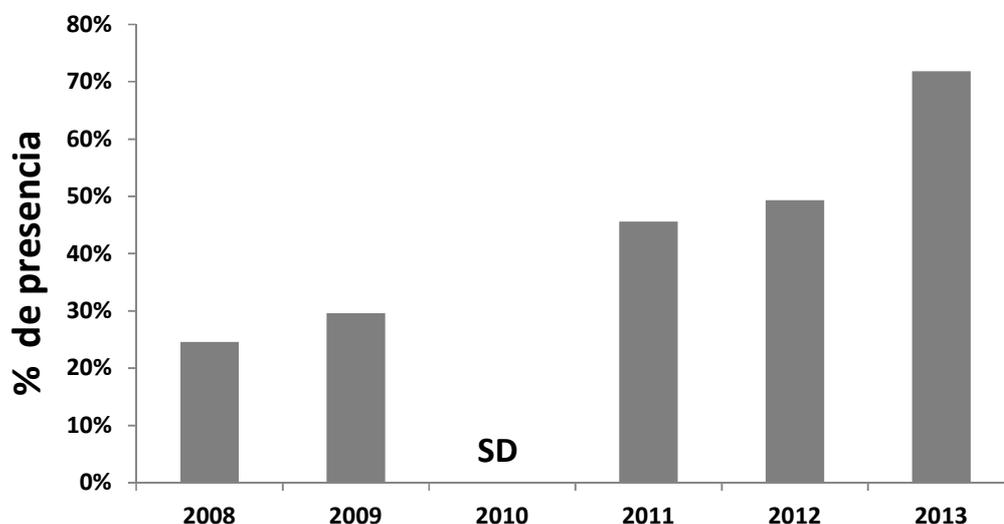


Figura 6.3.4. Variación histórica de la distribución espacial del Luchecillo, durante los años 2008, 2009, 2011, 2012 y 2013. SD = sin datos.

Durante el año 2009 se muestrearon 54 estaciones donde el Luchecillo solo estuvo presente en 16 de ellas (29,6 % del total) (Fig. 6.3.4). Se observó la presencia de esta especie en estaciones ubicadas en la zona 7 (río Cayumapu (estación 40)), Cruces (zona 10 y 11) (estaciones 45 y 49), en el canal mareal Cau Cau (zona 12), además de gran parte de las estaciones ubicadas en la zona 13 (río Calle Calle (estaciones 50, 54, 58, 68, 66 y 63)) y la zona 14 (río Valdivia (estaciones 56, 62, 65 y 70)) (Tabla 6.3.2).

Durante el año 2011 fueron visitadas 57 estaciones donde el Luchecillo estuvo presente en 26 de ellas (45,6 % del total) (Fig. 6.3.4). A partir de ese año se apreció una notoria recuperación del Luchecillo en diferentes sitios de muestreo: río San José (zona 1(estación 1)), en la zona 2 que comprende los ríos Cudico (estaciones 9 y 12) y San Antonio (estación 14), en la zona 7 que corresponde al río Cayumapu (estación 40), el río San Ramón ubicada en la zona 9 (estación 36 y 38), zona 10 donde se ubica el río Cruces (sector Punucapa (estaciones 44, 45, 47 y 48)) y la zona 12 (canal mareal Cau Cau), además de gran parte de las estaciones ubicadas en la zona 13 (río Calle Calle (estaciones 50, 53, 54, 58, 68,

66 y 63)) y la zona 14 (río Valdivia (estaciones 56, 59, 62, 65, 67 y 70)) (Tabla 6.3.2).

Durante las campañas realizadas en el período febrero - abril 2012, se detectó un notorio aumento en la distribución espacial del Luchecillo en el humedal del río Cruces y ríos tributarios, de los 71 sitios visitados el Luchecillo estuvo presente en 35 estaciones (49,3% del total) (Fig. 6.3.4). Similar a lo observado durante los años 2008, 2009 y 2011, durante el año 2012 *E. densa* ocurría en la mayor parte de las estaciones de los ríos Calle Calle y Valdivia (Tabla 6.3.2).

Durante las campañas realizadas en marzo de 2013, se detectó un notorio incremento en la distribución espacial del Luchecillo en el humedal del río Cruces y ríos tributarios en comparación con años anteriores, de los 71 sitios visitados el Luchecillo estuvo presente en 51 estaciones (71,8 % del total) (Fig. 6.3.4). Similar a lo observado durante los años 2008, 2009, 2011 y 2012, durante el año 2013 *E. densa* ocurría en la mayor parte de las estaciones de los ríos Calle Calle y Valdivia (Tabla 6.3.2).

Tabla 6.3.2. Presencia y ausencia del Luchecillo en los sitios visitados en el río Cruces y ríos tributarios incluyendo ríos Calle Calle y Valdivia. Durante los años 2008, 2009, 2011, 2012 y 2013. P = plantas presentes; A = plantas ausentes; S/D = sin datos

secciones	estación	años				
		2008	2009	2011	2012	2013
1) ríos Cruces, San José hasta sector Santa María	1	A	A	P	P	P
	2	S/D	S/D	S/D	P	A
	3	A	A	A	P	P
	4	A	A	A	A	A
	5	A	A	A	A	P
	6	A	A	A	P	P
	7	A	A	A	A	P
	10	A	A	A	P	P
2) ríos Cudico, Nanihue y San Antonio	9	A	A	P	A	P
	12	A	A	P	P	P
	8	S/D	S/D	S/D	P	P
	11	A	A	A	P	P
	13	A	A	A	P	P
	14	A	A	P	P	P
3) río Santa María (interior y exterior)	15	A	A	A	A	P
	16	A	A	A	A	P
	18	A	A	A	A	A
4) río Pichoy (interior y exterior)	19	S/D	S/D	S/D	P	P
	17	A	A	A	A	P
	22	A	A	A	P	A
	26	A	A	A	A	A
	21	S/D	S/D	S/D	A	P
	23	A	A	A	A	P
5) río Cruces (sectores Isla Rialejo y Santa Clara)	25	A	A	A	A	P
	27	S/D	S/D	S/D	A	A
6) río Tambillo (interior y exterior)	29	S/D	S/D	S/D	P	A
	20	A	A	A	P	P
	24	S/D	S/D	S/D	P	P
	28	A	A	A	P	P
	31	S/D	S/D	S/D	P	A

Continuación **Tabla 6.3.2**

secciones	estación	años				
		2008	2009	2011	2012	2013
7) río Cayumapu	40	A	P	P	P	P
	34	A	S/D	A	A	P
	32	S/D	S/D	S/D	P	P
	30	A	A	A	A	P
8) río Cruces (sector Chorocamayo)	33	S/D	S/D	S/D	P	A
	35	A	A	A	P	P
9) río San Ramón	36	P	A	P	A	P
	41	A	A	A	A	P
	42	A	A	A	P	P
	37	A	A	A	A	A
	38	A	P	P	A	A
10) río Cruces (sectores La Dehesa y Punucapa)	43	S/D	S/D	S/D	A	A
	39	A	A	A	A	P
	46	A	S/D	A	A	P
	44	P	S/D	P	A	P
	45	A	P	P	P	P
	47	A	A	P	A	P
	48	A	A	P	A	P
11) río Cruces (sector Isla Teja)	49	A	P	A	A	P
	51	S/D	S/D	S/D	A	A
	57	S/D	S/D	S/D	A	A
	64	S/D	S/D	S/D	A	A
	69	A	A	A	A	A
	71	A	A	A	A	A
12) canal mareal Cau Cau	52	P	P	P	A	A
	55	P	P	P	P	P

Continuación **Tabla 6.3.2**

secciones	estación	años				
		2008	2009	2011	2012	2013
13) río Calle Calle	50	P	P	P	P	P
	53	P	A	P	P	P
	54	P	P	P	P	P
	58	P	P	P	P	P
	68	P	P	P	P	P
	66	P	P	P	P	P
	63	P	P	P	P	P
	60	A	A	A	A	P
14) río Valdivia	56	P	P	P	A	P
	59	A	A	P	P	A
	61	A	A	A	A	A
	62	P	P	P	P	P
	65	P	P	P	P	P
	67	A	A	P	P	P
	70	A	P	P	A	P

Conclusiones

Durante el período febrero - abril 2012, las especies más comunes de macrófitas acuáticas en el área de estudio fueron el Luchecillo (*Egeria densa*), el Huiro rojo (*Potamogeton pusillus*) y el Huiro verde (*Potamogeton lucens*).

El aumento gradual en la distribución y presencia de *E. densa* en el humedal del río Cruces y ríos tributarios (período 2008 - 2013), demuestra que esta macrófita acuática ha recolonizado gran parte del área de la cual había desaparecido durante el año 2004.

Durante el período 2008 - 2013, *E. densa* siempre estuvo presente en las orillas de los ríos Calle Calle y Valdivia, no evidenciándose ningún tipo de disminución en su distribución espacial. Esto demuestra que el o los factores que llevaron a la desaparición de esta especie de vastas áreas del humedal del río Cruces y ríos tributarios no estuvo o estuvieron presentes en las riberas de los ríos Calle Calle y Valdivia (fuera del humedal).

Referencias

Blanco, D. (1999). Los humedales como hábitat de aves acuáticas. pp. 208-217. En: Malvárez, Al. (Ed.) Tópicos sobre humedales Subtropicales y templados de Sudamérica. 217 pp. UNESCO.

Corti, P. & R. Schlatter (2002). Feeding ecology of black-necked swans in wetland of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 9-14.

Mansilla, Y. (1997). Lineamientos para el manejo del Santuario de la Naturaleza y Propuesta Reserva Nacional del Río Cruces en Valdivia (Chile). Tesis de grado, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile. 135 pág.

Ramírez, C. & C. San Martín (2006). Macrófitos. En: CONAMA (ed.): Biodiversidad de Chile: Patrimonios y Desafíos. Santiago, 364-369.

Schlatter, R., Salazar, J., Villa, A. & J. Meza (1991). Demography of black-necked Swans *Cygnus melancoryphus* at three Chilean wetland areas. *Wildfowl Supplement* 1: 88-94.

6.3.2) OBJETIVO ESPECÍFICO 7: EVALUAR EL ESTADO SANITARIO ACTUAL DE LAS MACRÓFITAS ACUÁTICAS DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Las poblaciones de luchecillos presentes en el humedal río Cruces y tributarios del mismo, incluyendo los ríos Calle Calle y Valdivia, cumplen un rol importante como fuente de alimento primordial para diversas aves acuáticas del área (e.g. Cisnes de cuello negro, Taguas y Taguitas) (Corti & Schlatter, 2002).

Hasta antes del año 2004, la flora acuática del humedal del río Cruces estaba dominada por el Luchecillo (*Egeria densa*); durante ese año se observó una significativa disminución espacial de la misma en el humedal y ríos tributarios del mismo (UACH, 2005; UACH, 2008). Muestreos realizados durante el verano y otoño del año 2012 muestran que otras especies de plantas acuáticas como el Huiro (*Potamogeton pusillus*) y el Huiro verde (*Potamogeton lucens*) han ocupado áreas que con anterioridad al año 2004 estaban dominadas por vastos “manchones” de Luchecillo (Ramírez *et al.* 1982). Las plantas acuáticas se caracterizan por ser acumuladoras de metales pesados (Sivaci *et al.* 2004 Keskinan *et al.* 2003), condición que permite categorizarlas como buenos bioindicadores de contaminación por metales pesados (Ramírez & San Martín, 2006). En este capítulo se evalúa el estado sanitario de diferentes macrofitas del humedal del río Cruces y ríos tributarios y la concentración de metales pesados (hierro, aluminio y manganeso) en plantas de Luchecillo mediante comparaciones de plantas obtenidas dentro y fuera del área de estudio.

Objetivos específicos

- Realizar un análisis comparativo del estado sanitario de macrófitas acuáticas recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, así como en otros cuerpos hídricos y lacustres del sur de Chile mediante fotografías de alta resolución y microscopía electrónica de barrido.
- Determinar la concentración de metales pesados del Luchecillo recolectado en el humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, así como en otros cuerpos hídricos y lacustres del sur de Chile y comparar estos resultados con datos obtenidos en años anteriores.

Material y métodos

Estudio de fotografías de alta resolución

Durante muestreos realizados en febrero y marzo de 2012, se recolectaron muestras de Luchecillo (*E. densa*) en el eje central del humedal del río Cruces (estación 3 ubicada en la confluencia de los ríos Cruces y San José, estación 7 en el sector San Martín, estación 10 en el sector Santa María y estación 47 en el sector Punucapa) y ríos tributarios del mismo (estaciones 1 en el Río San José, 8 y 12 en el río Cudico, 9 en el río Nanihue, 13 en la confluencia de los ríos Cudico y Nanihue, 32 en el río Cayumapu, 22 y 26 en el río Pichoy, 20 en río Tambillo y 42 en el río San Ramón) (Fig. 6.3.5). Se recolectaron también muestras de Luchecillo en estaciones ubicadas en el río Calle Calle (estaciones 53, 58, 63 y 68), río Valdivia (estaciones 59, 62, 65 y 67) (Fig. 6.3.5), lagunas urbanas de Concepción (Laguna San Pedro, Redonda y Lo Méndez) (Fig. 6.3.6) y Lago Lanalhue (estaciones 1, 2, 3 y 4) y (Fig. 6.3.7). También se recolectaron muestras de Huiro (*P. pusillus*) en el eje central de río Cruces (estaciones 6 en el sector San Martín y 71 en el sector Isla Teja) y ríos tributarios del mismo (estaciones 1 en el río San José, 8 en el río Cudico, 12 en el río Nanihue, 16 en el río Santa María, 32 en el

río Cayumapu, 19 en el río Pichoy y 20 en el río Tambillo) (Fig. 6.3.5) y finalmente también se obtuvieron muestras de Huiro verde (*P. lucens*) en el eje central del río Cruces (estaciones 7 en el sector San Martín y 47 en el sector Punucapa) y en el río Cayumapu (estación 30) (Fig. 6.3.5), con el objetivo de realizar comparaciones con plantas provenientes de cuerpos hídricos, que no han sido afectados como los que ocurrieron en el humedal del río Cruces durante el año 2004.

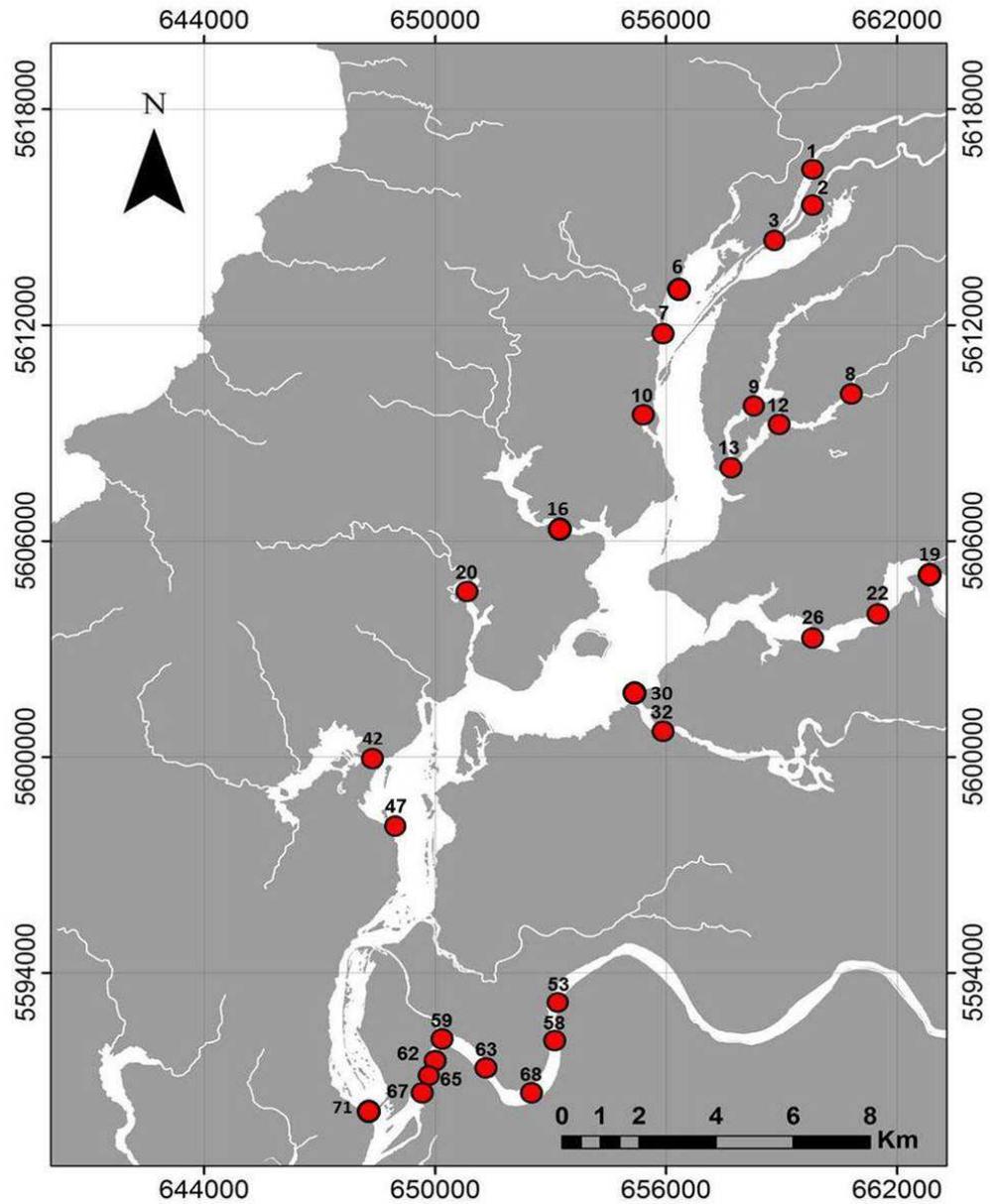


Figura 6.3.5. Ubicación de los sitios de muestreo de macrófitas acuáticas en el eje central del humedal del río Cruces, ríos tributarios del mismo y ríos Calle Calle y Valdivia (ver material y métodos).

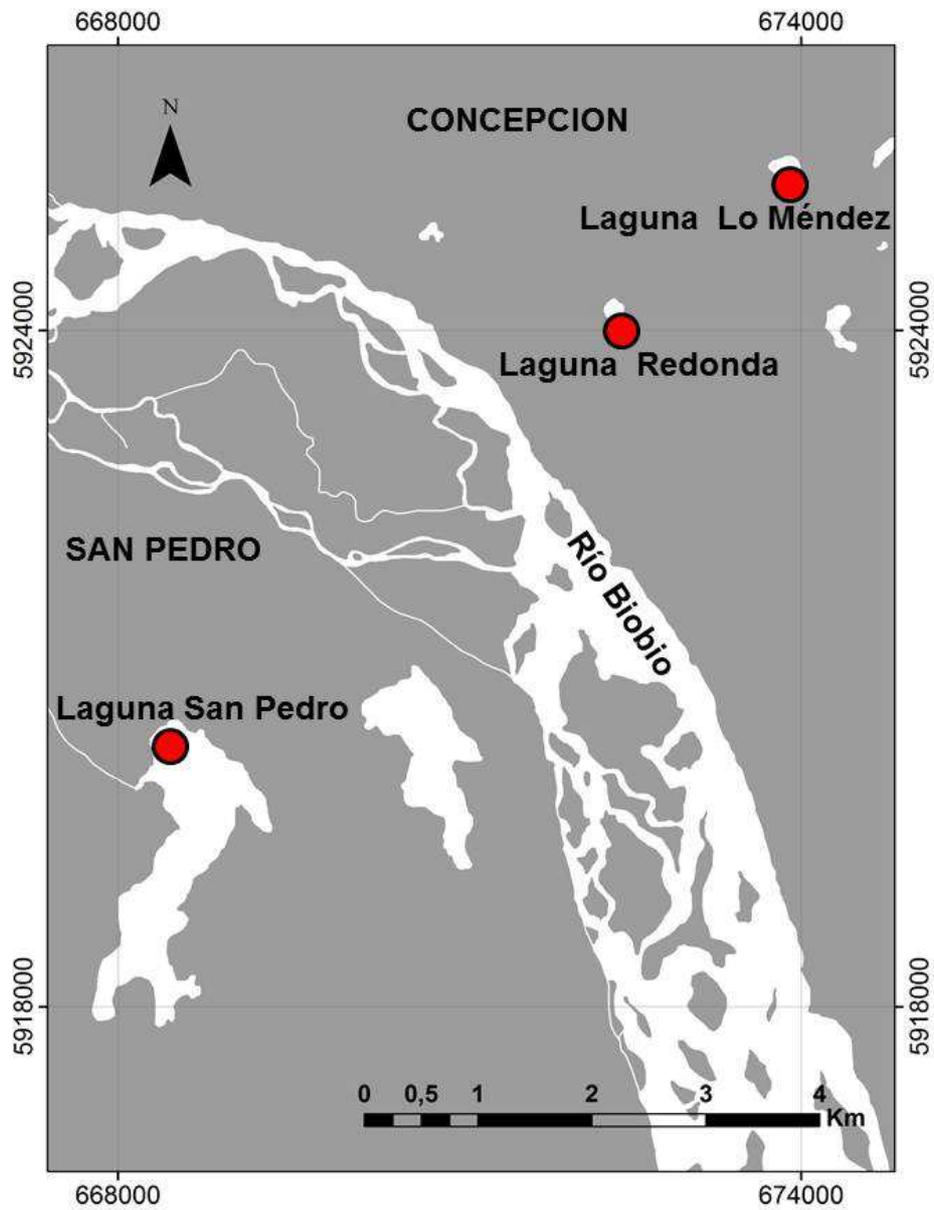


Figura 6.3.6. Ubicación de las lagunas urbanas desde donde se recolectaron plantas de Luchecillo en Concepción.

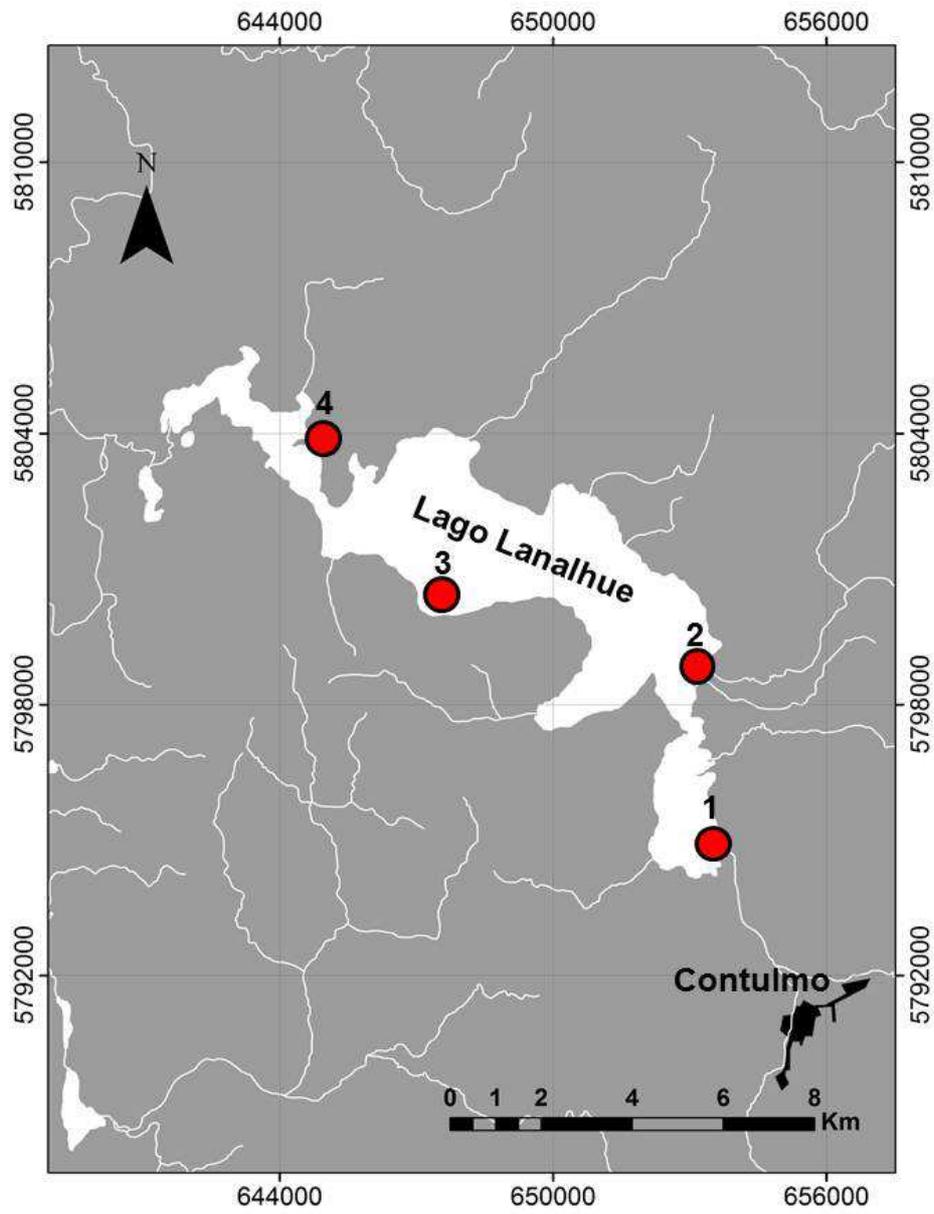


Figura 6.3.7. Ubicación de las estaciones de muestreo en el Lago Lanalhue.

Se utilizó el programa computacional *imageincolor*, el cual selecciona las diferentes tonalidades de una imagen. En este caso se utilizó las fotografías de las macrófitas, para crear un patrón de colores. Mediante este procedimiento, se procedió a trabajar con tres categorías de color y estado sanitario: 1 = planta cuyo único color es el verde; planta de aspecto saludable (en contraposición a 3; ver más adelante), 2 = planta con color verde y pardo claro, 3 = planta con color verde más oscuro que las de la categoría 1 y con manchones pardo oscuro; planta con áreas decoloradas y de aspecto no saludable (en contraposición a 1) (Fig. 6.3.8). Antes de proceder a los análisis, se lavaron las plantas con agua destilada.

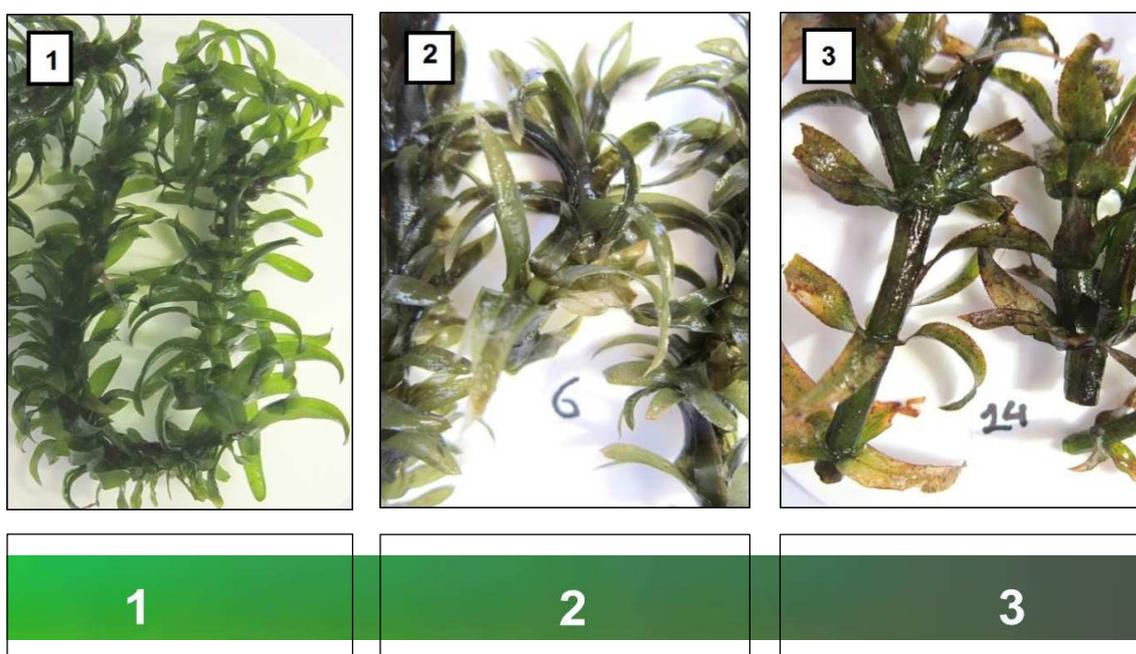


Figura 6.3.8. Categorías de color escogidas para evaluar el estado sanitario del Luchecillo dentro y fuera del humedal del río Cruces. 1 = planta saludable; 2 = planta intermedia; 3 = planta con aspecto no saludable.

Estudio de microscopía electrónica de barrido (MEB)

Durante muestreos realizados en febrero y marzo de 2012, se recolectaron plantas de Luchecillo en sitios localizados en el eje central del humedal del río Cruces (estación 3 ubicada en la confluencia de los ríos Cruces y San José, estación 7 en el sector San Martín, estación 10 en el sector Santa María y estación 47 en el sector Punucapa) y en ríos tributarios del mismo (estación 8 en el río Cudico; estación 13 en la confluencia de los ríos Cudico y Nanihue, estación 32 en el río Cayumapu y estación 20 en el río Tambillo) (Fig. 6.3.5). También se recolectaron plantas de Luchecillo en el río Calle Calle (estaciones 58, 63 y 68), río Valdivia (estaciones 59, 62, 65 y 67) (Fig. 6.3.5), lagunas urbanas de Concepción (Laguna San Pedro, Redonda y Lo Méndez) (Fig. 6.3.6) y Lago Lanalhue (estaciones 1, 2, 3 y 4) (Fig. 6.3.7). Esto con el objetivo de realizar comparaciones con plantas provenientes de cuerpos hídricos, que no han sido afectados como los que ocurrieron en el humedal del río Cruces durante el año 2004.

Las muestras de Luchecillo fueron lavadas con agua destilada a fin de eliminar el material particulado depositado sobre las plantas. Las muestras destinadas a análisis de microscopía electrónica de barrido (MEB) se adhirieron a porta-especímenes de carbón (Edwards). Posteriormente, las muestras se analizaron a una tensión de 15 Kv.

Análisis de metales pesados en plantas de Luchecillo

Durante muestreos realizados en febrero y marzo de 2012, se recolectaron plantas de Luchecillo en sitios localizados en el eje central del humedal del río Cruces (estación 1 ubicada en el río San José, estación 3 en la confluencia de los ríos Cruces y San José, estaciones 6 y 7 en el sector San Martín, estación 10 en el sector Santa María, estación 33 en sector Chorocamayo y estación 47 en el sector Punucapa) y en ríos tributarios del mismo (estación 9 ubicada en el río Nanihue,

estaciones 8 y 11 en el río Cudico; estación 13 en la confluencia de los ríos Cudico y Nanihue, estación 16 en el río Santa María, estaciones 19 y 26 en el río Pichoy, estaciones 20, 29 y 31 en el río Tambillo, estaciones 30, 32 y 40 en el río Cayumapu y estación 20 en el río Tambillo) (Fig. 6.3.5). También se recolectaron plantas de Luchecillo en el río Calle Calle (estaciones 50, 58, 63 y 68) y río Valdivia (estaciones 59, 62, 65 y 67) (Fig. 6.3.5), lagunas urbanas de Concepción (Laguna San Pedro, Redonda y Lo Méndez) (Fig. 6.3.6) y Lago Lanalhue (estaciones 1, 2, 3 y 4) (Fig. 6.3.7). Esto con el objetivo de realizar comparaciones con plantas provenientes de cuerpos hídricos, que no han sido afectados por cambios ambientales como los que ocurrieron en el humedal del río Cruces durante el año 2004.

Las muestras de Luchecillo fueron lavadas y secadas a fin de eliminar el material particulado depositado sobre las plantas. Los análisis se llevaron a cabo en laboratorios de SERNAGEOMIN (Santiago) mediante el uso de un ICP-MS 2502 PT05-IT08.

Los resultados de análisis de metales pesados presente en plantas de Luchecillo durante el 2012 se compararan con datos similares obtenidos durante los años 2004 y 2008.

Resultados

Estado sanitario del Luchecillo (*E. densa*)

Color de las plantas

El color de la mayor parte de las plantas de Luchecillo recolectadas en el eje central del humedal del río Cruces (Fig. 6.3.9) y ríos tributarios del mismo (Fig. 6.3.10 a y b) están en la categoría 1 (plantas saludables) (Tabla 6.3.3). Esto es similar a lo observado en plantas recolectadas en los ríos Calle Calle (Fig. 6.3.11), Valdivia (Fig. 6.3.12), lagunas urbanas de Concepción (Fig. 6.3.13) y Lago Lanalhue (Fig. 6.3.14); es decir, el estado de las plantas de Luchecillo en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante febrero y marzo de 2012 y en base al estudio del color de las mismas, es similar a lo que observado en plantas provenientes de cuerpos hídricos no afectados por cambios ambientales, como los que ocurrieron en el humedal durante el año 2004.

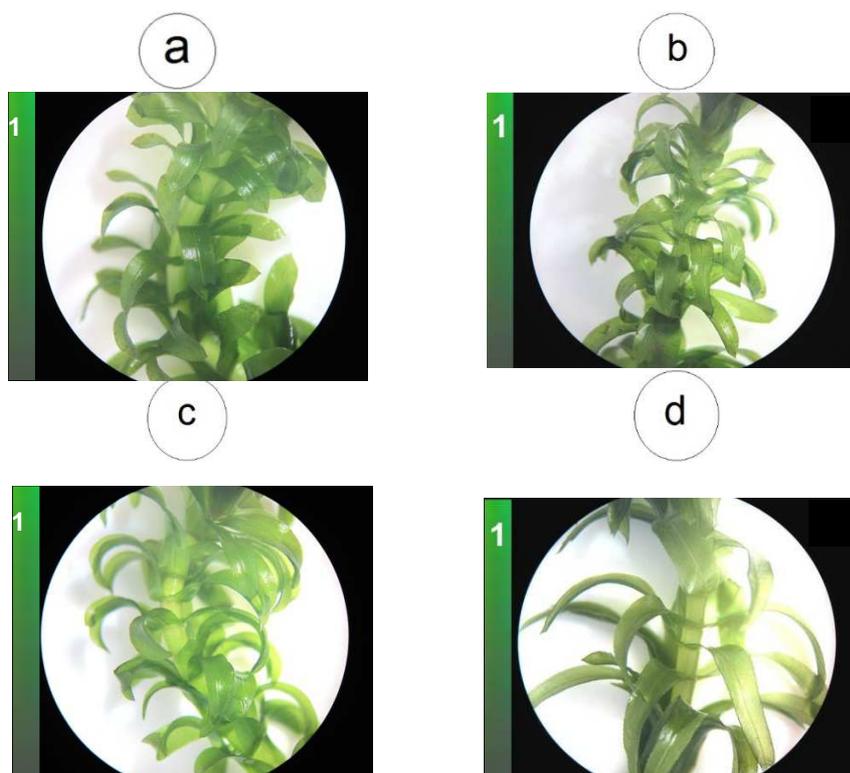


Figura 6.3.9. Vista superficial de plantas de Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en el eje central del humedal del río Cruces. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en estaciones ubicadas en los siguientes sectores: a = confluencia de los ríos Cruces y San José (estación 3); b = sector San Martín (estación 7); c = sector Santa María (estación 10) y d = sector Punucapa (estación 47). La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

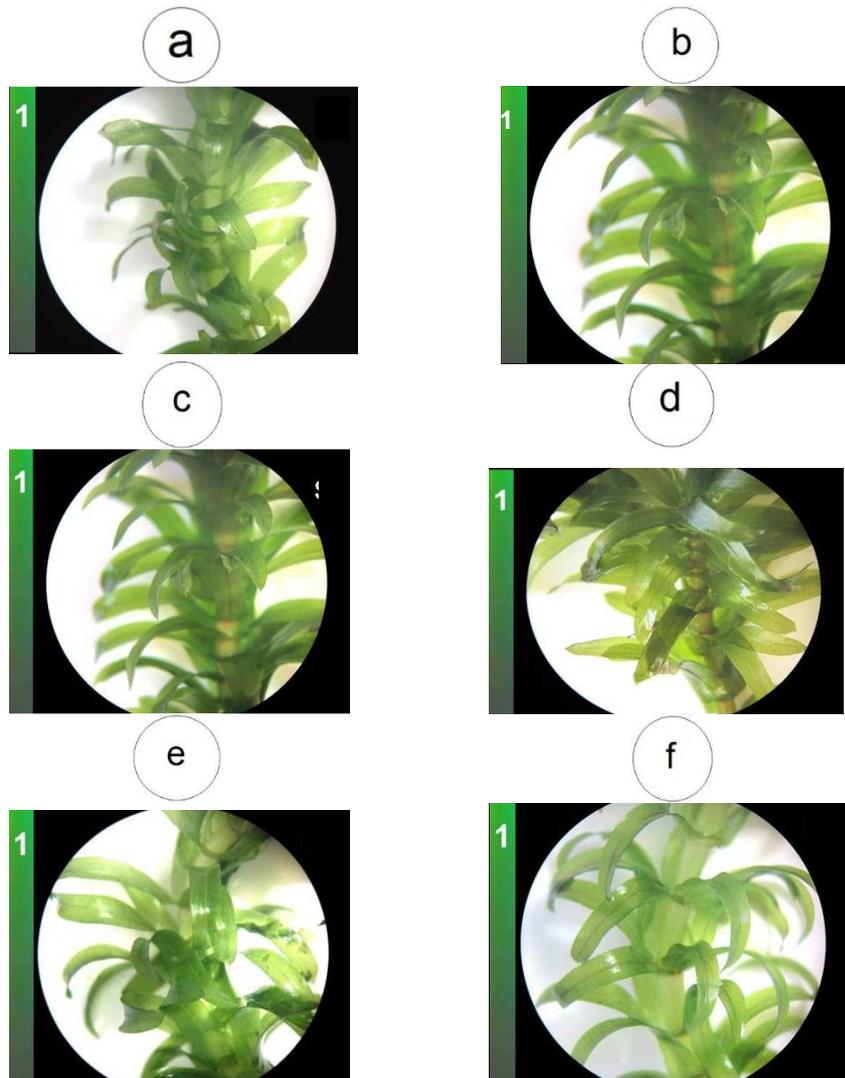


Figura 6.3.10a. Vista superficial de plantas del Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en ríos tributarios del humedal del río Cruces. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en estaciones ubicadas en los siguientes ríos: a = río San José (estación 1); b = río Cudico (estación 8); c = río Nanihue (estación 9); d = río Nanihue (estación 12); e = confluencia de los ríos Cudico y Nanihue (estación 13); f = río Cayumapu (estación 32). La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

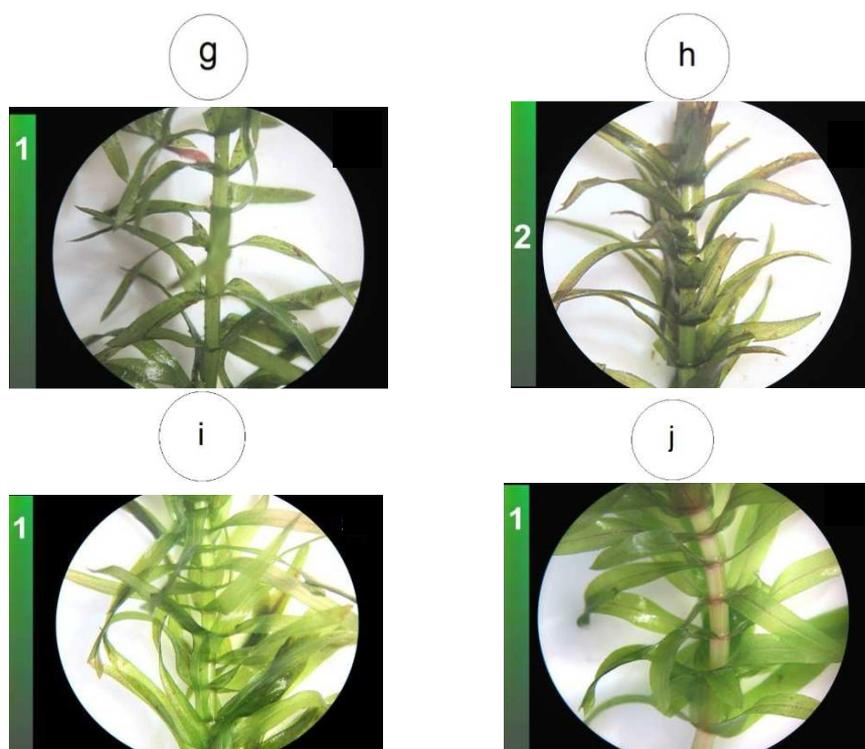


Figura 6.3.10b. Vista superficial de plantas de Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en ríos tributarios del humedal río Cruces. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en estaciones ubicadas en los siguientes ríos: g = río Pichoy (estación 22); h = río Pichoy (estación 26); i = río Tambillo (estación 20) y j = río San Ramón (estación 42). La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

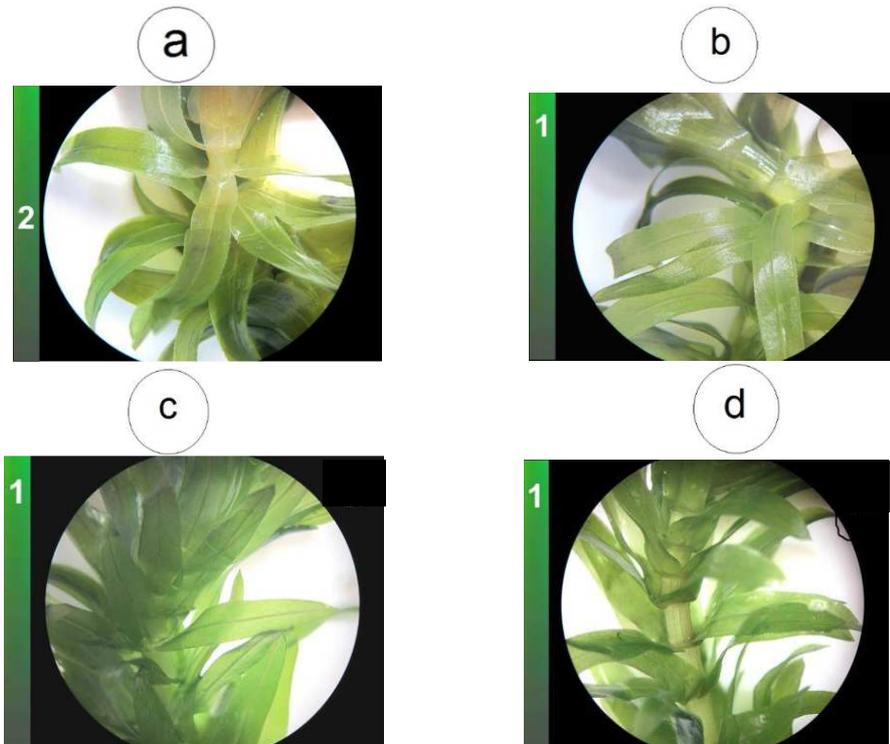


Figura 6.3.11. Vista superficial de plantas de Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en el río Calle Calle. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las siguientes estaciones: a = estación 53; b = estación 58; c = estación 63 y d = estación 68. La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

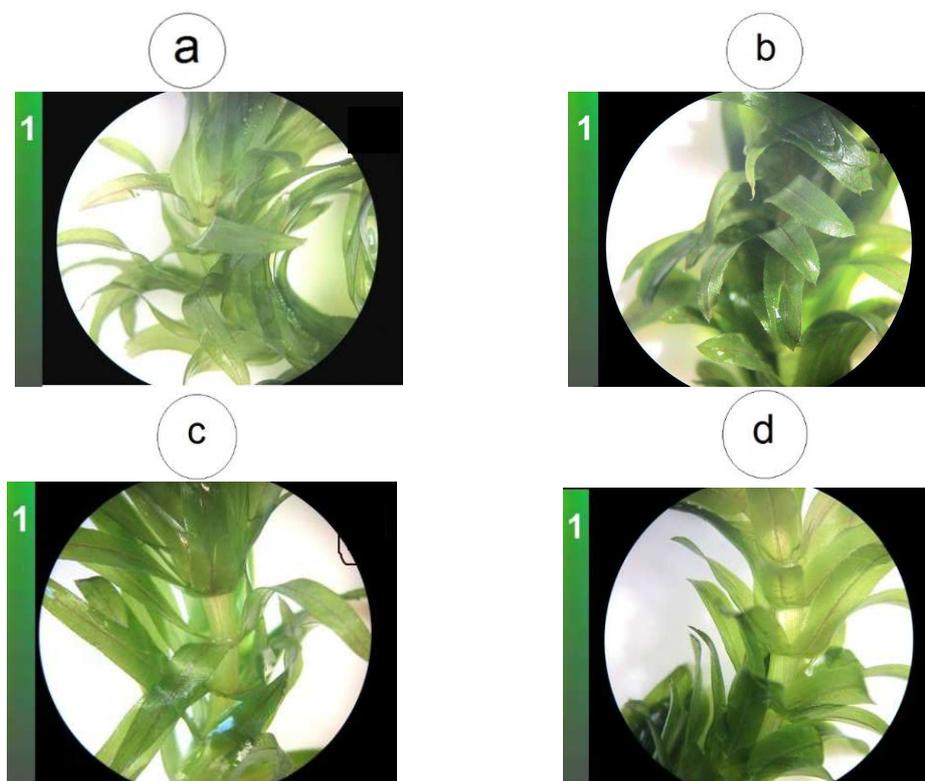


Figura 6.3.12. Vista superficial de plantas de Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en el río Valdivia. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las siguientes estaciones: a = estación 62; b = estación 65; c = estación 59 y d = estación 67. La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

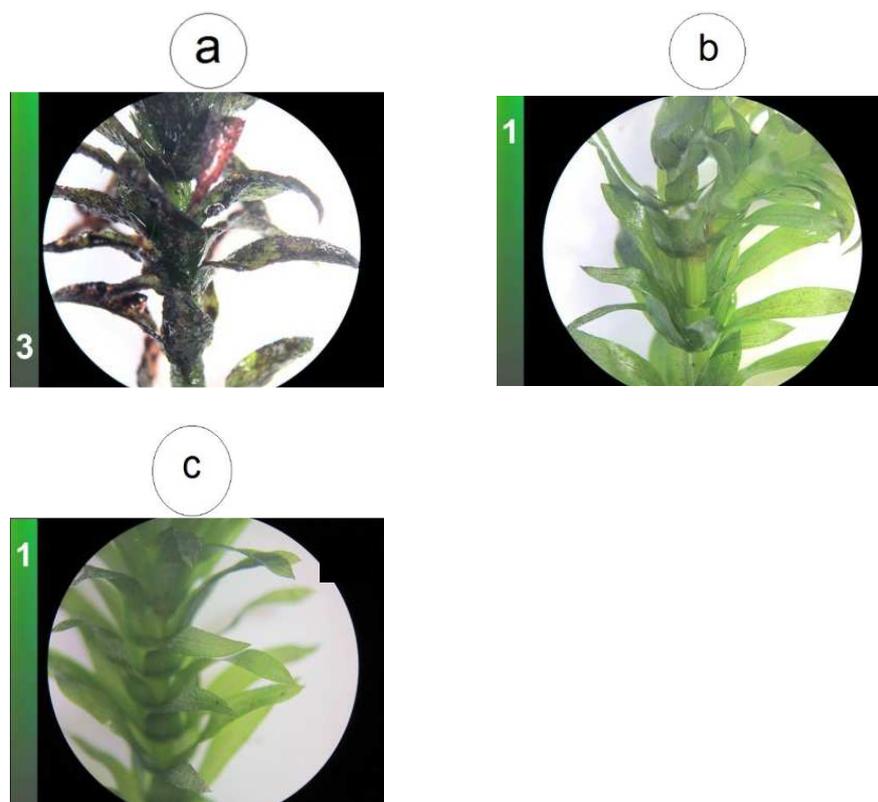


Figura 6.3.13. Vista superficial de plantas de Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en lagunas urbanas de Concepción. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las siguientes lagunas: a = Laguna Lo Méndez; b = Laguna Redonda y c = Laguna San Pedro. La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

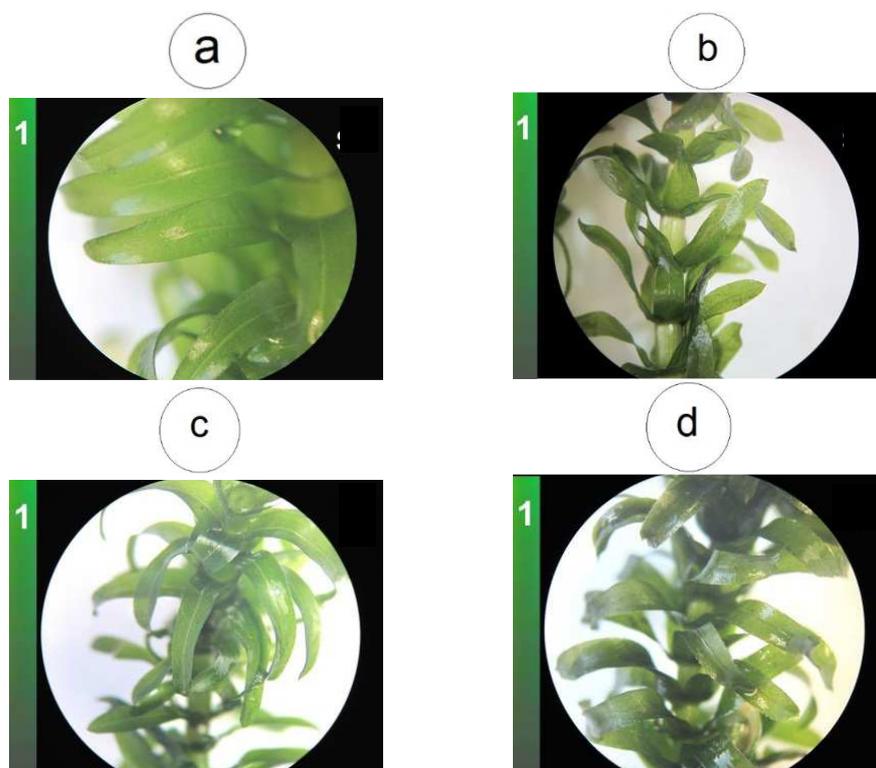


Figura 6.3.14. Vista superficial de plantas de Luchecillo (*Egeria densa*) recolectadas en el Lago Lanalhue. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las siguientes estaciones: a = estación 1; b = estación 2; c = estación 3 y d = estación 4. La barra vertical a la izquierda de cada foto señala la categoría de la planta (ver Material y métodos).

Estado sanitario del Huiro (*P. pusillus*)

Color de las plantas

El color de la mayor parte de las plantas de Huiro recolectadas en el eje central del humedal del río Cruces (Fig. 6.3.15) están en la categoría 2 (plantas intermedia), mientras que las plantas ubicadas en los ríos tributarios (Fig. 6.3.16 a y b) corresponden en gran parte a la categoría 1 (plantas saludables), a excepción de muestras provenientes de las estaciones 12 y 16 (categoría 2, intermedia) y de la estación 20 (categoría 3, deteriorada) (Tabla 6.3.4).



Figura 6.3.15. Vista superficial de las plantas del Huiro (*Potamogeton pusillus*) recolectadas en el eje central del río Cruces. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las estaciones ubicadas en los sectores: a = sector San Martín (estación 6); b = sector Isla Teja (estación 71).

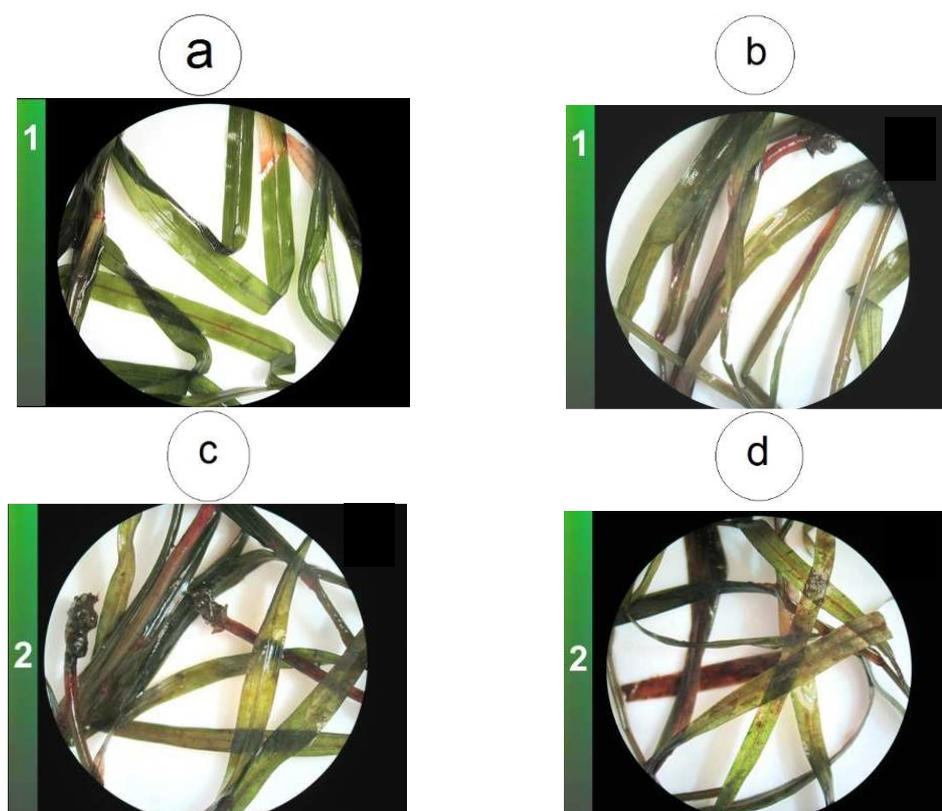


Figura 6.3.16a. Vista superficial de las plantas del Huiro (*Potamogeton pusillus*) recolectadas en los ríos tributarios. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del

año 2012 en las estaciones ubicadas en los ríos: a = río San José (estación 1); b = río Cudico (estación 8); c = río Nanihue (estación 12) y d = río Santa María (estación 16).

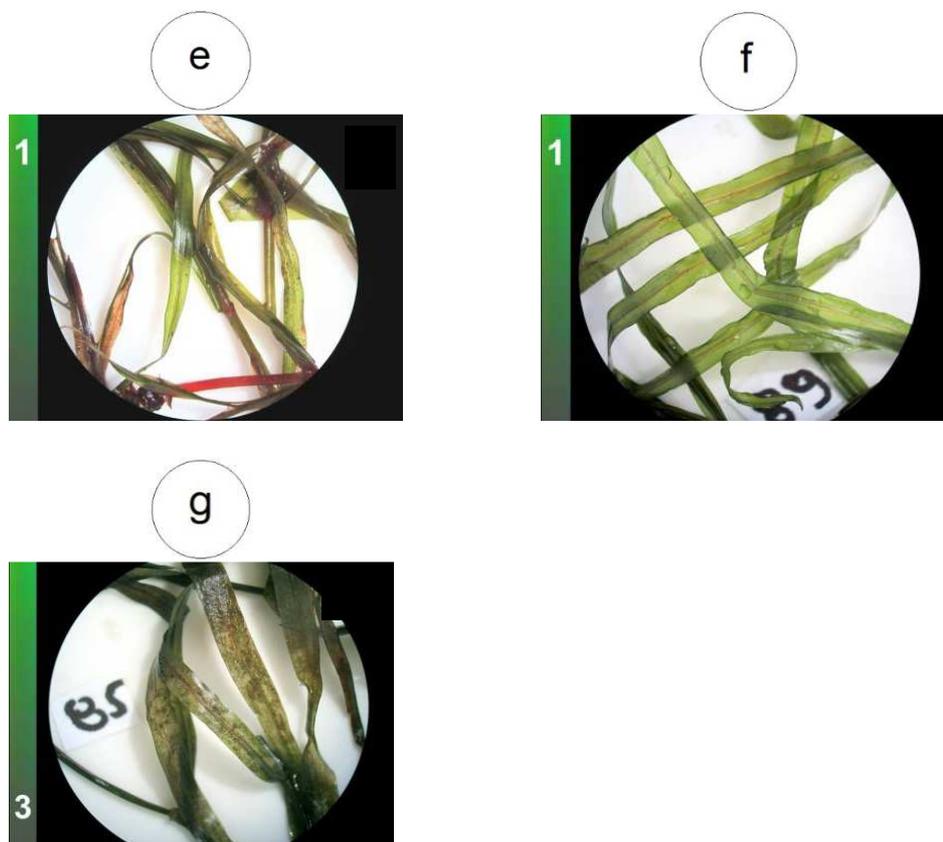


Figura 6.3.16b. Vista superficial de las plantas del Huiro (*Potamogeton pusillus*) recolectadas en los ríos tributarios. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las estaciones ubicadas en los ríos: e = río Cayumapu (estación 32); f = río Pichoy (estación 19) y g = río Tambillo (estación 20)

Estado sanitario del Huiro verde (*P. lucens*)

Color de las plantas

El estado sanitario de las poblaciones de Huiro verde dentro del eje central del humedal río Cruces (Fig. 6.3.17) están en la categoría 2 (planta intermedia) y las plantas del río Cayumapu (Fig. 6.3.17) están en la categoría 1 (Tabla 6.3.5).

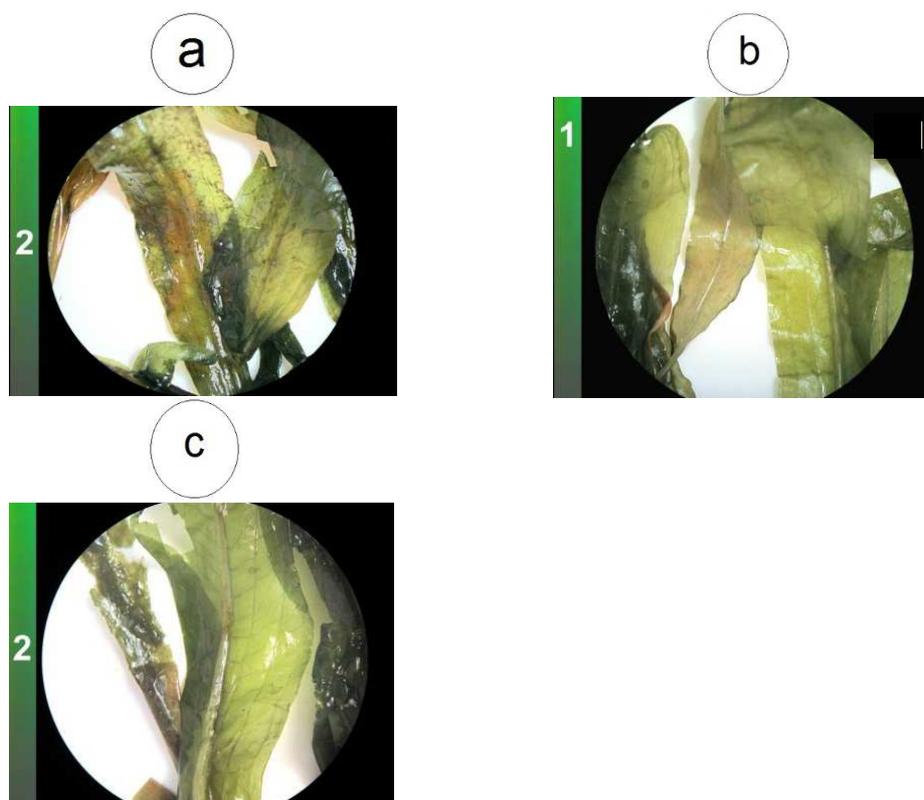


Figura 6.3.17. Vista superficial de las plantas del Huiro verde (*Potamogeton lucens*) recolectadas en el eje central del río Cruces y ríos tributarios. Las muestras corresponden a plantas obtenidas durante febrero y marzo del año 2012 en las estaciones ubicadas en los ríos: a = río Cruces (sector San Martín (estación 7)); b = río Cayumapu (estación 30) y c = río Cruces (sector Punucapa (estación 47)).

Tabla 6.3.3. Estado sanitario de las plantas de Luchecillo recolectadas durante febrero y marzo 2012 en los sitios de estudio.

zonas	estación	sitios	estado sanitario		
			1	2	3
río Cruces (eje central)	3	confluencia ríos Cruces y San José	x		
	7	sector San Martín	x		
	10	sector Santa María	x		
	47	sector Punucapa	x		
ríos tributarios	1	río San José	x		
	8	río Cudico	x		
	9	río Nanihue	x		
	12	río Nanihue	x		
	13	confluencia Cudico - Nanihue	x		
	32	río Cayumapu	x		
	22	río Pichoy	x		
	26	río Pichoy		x	
	20	río Tambillo	x		
42	río San Ramón	x			
río Calle - Calle	53			x	
	58		x		
	63		x		
	68		x		
río Valdivia	59		x		
	62		x		
	65		x		
	67		x		
Lagunas urbanas de Concepción	1	San Pedro	x		
	2	Redonda	x		
	3	Lo Méndez			x
Lago Lanalhue	1		x		
	2		x		
	3		x		
	4		x		

Tabla 6.3.4. Estado sanitario de las plantas de Huiro presentes en el humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, durante febrero y marzo del año 2012.

zonas	estación	sitios	estado sanitario		
			1	2	3
río Cruces (eje central)	6	sector San Martín		x	
	71	sector Isla Teja		x	
ríos tributarios	1	río San José	x		
	8	río Cudico	x		
	12	río Nanihue		x	
	16	río Santa María		x	
	32	río Cayumapu	x		
	19	río Pichoy	x		
	20	río Tambillo			x

Tabla 6.3.5. Estado sanitario de las plantas de Huiro verde presentes en el humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, durante febrero y marzo del año 2012.

zonas	estación	sitios	estado sanitario		
			1	2	3
río Cruces (eje central)	7	sector San Martín		x	
	47	sector Punucapa		x	
ríos tributarios	30	río Cayumapu	x		

Análisis de microscopía electrónica de barrido (MEB)

Las Figuras 6.3.18 y 6.3.19 muestran que las plantas recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2012, presentan en general una superficie despejada, lo que permite visualizar libremente sus límites celulares (paredes celulares). Las fotografías muestran que la superficie celular de las hojas estudiadas luce en general homogénea y limpia y con escasa cantidad de organismos fitoplanctónicos adheridos sobre las mismas.

Lo anterior es muy diferente a lo observado en remanentes de plantas recolectadas durante el año 2004 en la misma área de estudio y cuando la mayor parte de las mismas, presentaban su superficie cubierta por una costra o placa constituida primariamente por diatomeas (Fig. 6.3.20).

La apariencia externa de las plantas recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2012, es similar a la de plantas obtenidas en los ríos río Calle Calle (Fig. 6.3.21) y Valdivia (Fig. 6.3.22) y Lago Lanalhue (Fig. 6.3.24). Sin embargo, una de las muestras del río Valdivia (estación 62, Fig. 6.3.22) muestra bastantes acúmulos de diatomeas inmersas en una matriz coloidal, similar a lo observado para plantas obtenidas en lagunas urbanas de Concepción como Laguna Lo Méndez y Laguna Redonda (Fig. 6.3.23).

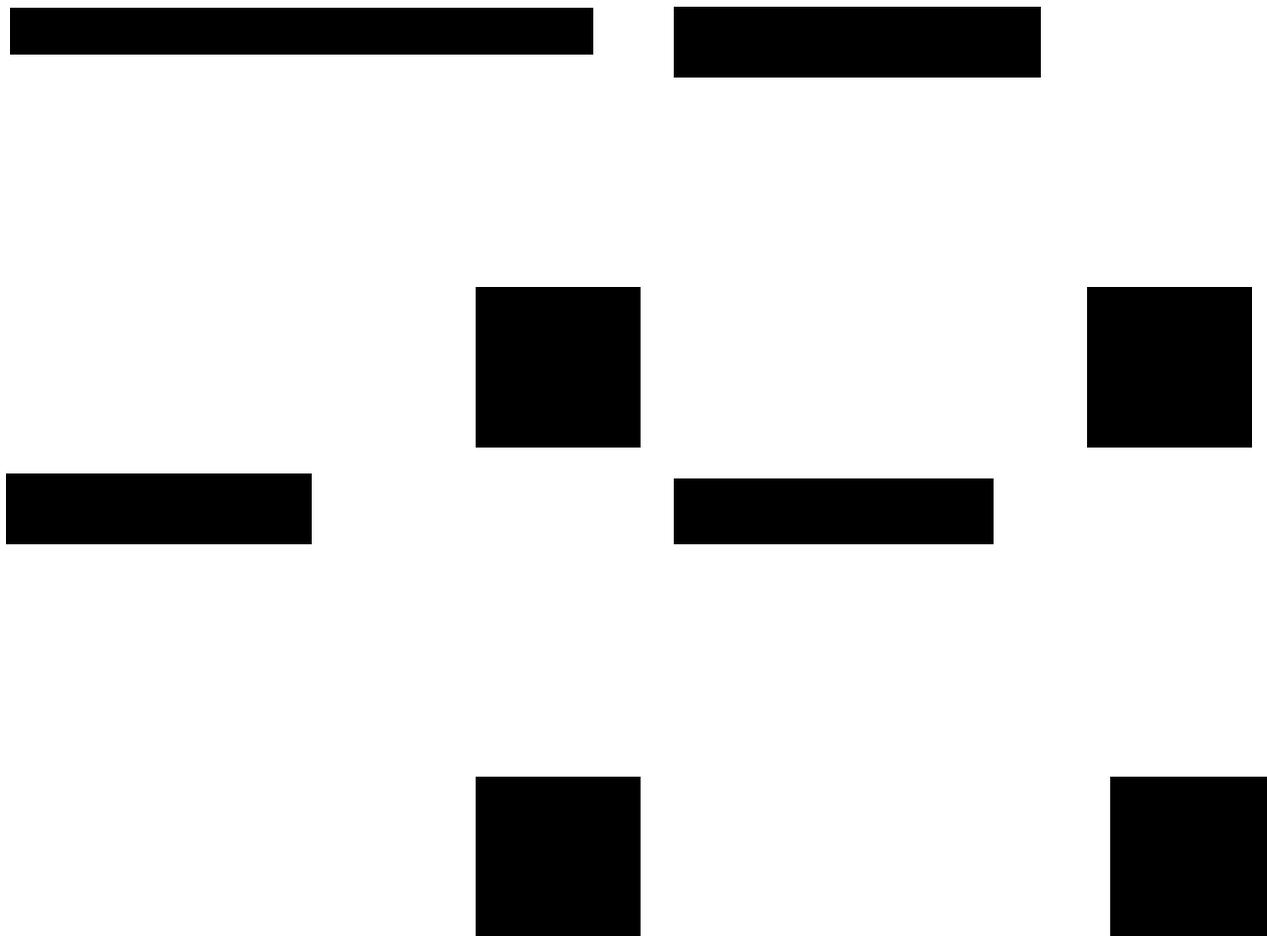


Figura 6.3.18. Vistas microscópicas de plantas obtenidas en cuatro sectores del eje central del río Cruces. En cada fotografía se indican los porcentajes de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), presentes en cada una de las muestras (resultados de análisis de difracción por rayos X realizados vía MEB). Los números en paréntesis se refieren al número de las estaciones de muestreo.

Figura 6.3.19. Vistas microscópicas de plantas obtenidas en ríos tributarios del humedal del río Cruces. En cada fotografía se indican los porcentajes de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), presentes en cada una de las muestras (resultados de análisis de difracción por rayos X realizados vía MEB). Los números en paréntesis se refieren al número de las estaciones de muestreo.

Figura 6.3.20. Vistas microscópicas de remanentes de plantas recolectadas en el eje central del humedal del río Cruces (a) y en el río Santa María (b) durante la primavera del año 2004.

Figura 6.3.21. Vistas microscópicas de plantas recolectadas en tres sitios del río Calle Calle. En cada fotografía se indican los porcentajes de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), presentes en cada una de las muestras (resultados de análisis de difracción por rayos X realizados vía MEB). Los números en paréntesis se refieren al número de las estaciones de muestreo.

Figura 6.3.22. Vistas microscópicas de plantas recolectadas en cuatro sitios del río Valdivia. En cada fotografía se indican los porcentajes de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), presentes en cada una de las muestras (resultados de análisis de difracción por rayos X realizados vía MEB). Los números en paréntesis se refieren al número de las estaciones de muestreo.

Figura 6.3.23. Vistas microscópicas de plantas recolectadas en tres lagunas urbanas de Concepción. En cada fotografía se indican los porcentajes de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), presentes en cada una de las muestras (resultados de análisis de difracción por rayos X realizados vía MEB).

Figura 6.3.24. Vistas microscópicas de plantas recolectadas en cuatro sitios del Lago Lanalhue. En cada fotografía se indican los porcentajes de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), presentes en cada una de las muestras (resultados de análisis de difracción por rayos X realizados vía MEB). Los números en paréntesis se refieren al número de las estaciones de muestreo.

Concentraciones de metales pesados en plantas de Luchecillo (*Egeria densa*)

La Tabla 6.3.6 muestra las concentraciones de metales pesados (mg/kg peso seco) en plantas de Luchecillo durante el año 2012. Las concentraciones más altas de hierro, aluminio y manganeso se detectaron en plantas recolectadas en los ríos tributarios del humedal y en el eje central del río Cruces (Tabla 6.3.6).

La concentración promedio de estos metales pesados en plantas recolectadas en el eje principal del humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, fue notoriamente menor que lo observado durante los años 2004 y 2008 y mayor a lo encontrado en plantas recolectadas en los otros cuerpos lacustres del área de estudio (ver Tablas 6.3.6 y 6.3.7).

Tabla 6.3.6. Concentraciones de metales pesados (mg/kg peso seco) en plantas de Luchecillo recolectadas durante febrero y marzo de 2012.

zona	sitios	estación	He	Al	Mn
eje central río Cruces	río San José	1	9663	4807	3023
	confluencia Cruces-San José	3	11958	3637	7474
	sector San Luis 1	4			
	sector San Luis 2	5			
	sector San Martín 1	6	8847	4821	2187
	sector San Martín 2	7	15299	7600	2616
	sector Santa María	10	10461	5978	3886
	sector Chorocamayo	33	4812	2778	8433
	sector Chorocamayo	35	5561	2979	10426
	sector Punucapa 1	44			
	sector Punucapa 2	45			
	sector Punucapa 3	47	10949	6072	5375
	sector Cabo Blanco	48			
		promedio		9694	4834
ríos tributarios	río Cudico	8	10885	4106	5987
	confluencia Cudico-Nanihue	13	6636	3842	3393
	río Cudico	11	16850	7582	6938
	río Nanihue	9	13388	8231	3025
	río Nanihue	12			
	río Santa María	16	11463	5183	5134
	río Pichoy	19	20364	8096	4917
	río Pichoy	26	43846	6726	4684
	río Tambillo	20	23407	8466	10458
	río Tambillo	29	10862	3752	8393
	río Tambillo	31	7190	2696	11983
	río Cayumapu	30	13386	2132	5454
	río Cayumapu	32	9914	3470	11401
	río Cayumapu	34			
	río Cayumapu	40	11946	5724	11946
	frente al río San Ramón	31			
	río San Ramón	38			
	promedio		15395	5385	7209

Continuación **Tabla 6.3.6.**

zona	sitios	estación	He	Al	Mn
río Calle Calle		50	3717	2577	2527
		58	11954	5329	8467
		63	8743	4446	3211
		68	5898	3420	4411
	promedio		7578	3943	4654
río Valdivia		59	5882	3707	3757
		62	7862	3164	4203
		65	8409	2968	3017
		67	14791	5473	2958
	promedio		9236	3828	3484
Lago Lanalhue	Contulmo	1	6830	2128	2079
	Playa Blanca	2	8997	6959	1789
	Hosteria Lanalhue	3	1946	848	2744
	La Vaina	4	1638	546	2482
	promedio		4853	2620	2274
Lagunas urbanas de Concepción	San Pedro	1	15350	1585	1684
	Redonda	2	2898	2498	1149
	Lo Méndez	3	4659	2429	5997
	promedio		7636	2171	2943

Tabla 6.3.7. Variación temporal en las concentraciones de metales pesados (mg/kg peso seco) presentes en plantas de Luchecillo en las áreas de muestreo. SD = sin datos

zona	sitios	estación	Hierro			Aluminio		Manganeso		
			2004	2008	2012	2008	2012	2004	2008	2012
eje central río Cruces	río San José	1			9663		4807			3023
	confluencia Cruces-San José	3			11958		3637			7474
	sector San Luis 1	4	26107					12911		
	sector San Luis 2	5	28295					9714		
	sector San Martín 1	6			8847		4821			2187
	sector San Martín 2	7			15299		7600			2616
	sector Santa María	10			10461		5978			3886
	sector Chorocamayo	33			4812		2778			8433
	sector Chorocamayo	35	40407		5561		2979	5944		10426
	sector Punucapa 1	44	27302					5281		
	sector Punucapa 2	45	35584					3766		
	sector Punucapa 3	47	36776	57228	10949	2277	6072	6239	2538	5375
	sector Cabo Blanco	48	41920					7797		
	promedio		33770	57228	9694	2277	4834	7379	2538	5428
ríos tributarios	río Cudico	8	9553		10885		4106	13903		5987
	confluencia Cudico-Nanihue	13			6636		3842			3393
	río Cudico	11			16850		7582			6938
	río Nanihue	9	22958		13388		8231	13697		3025
	río Nanihue	12	30993					10330		
	río Santa María	16	27809		11463		5183	10578		5134
	río Pichoy	19			20364		8096			4917
	río Pichoy	26	31156		43846		6726	12979		4684
	río Tambillo	20			23407		8466			10458
	río Tambillo	29	48338		10862		3752	7205		8393
	río Tambillo	31			7190		2696			11983
	río Cayumapu	30	37152		13386		2132	7112		5454
	río Cayumapu	32	37723	34739	9914	14947	3470	9423	26539	11401
	río Cayumapu	34	41717					9889		
	río Cayumapu	40	15371		11946		5724	11873		11946
	frente al río San Ramón	31	16799					8244		
	río San Ramón	38	32260	35406		2462		4776	3977	
promedio		29319	35073	15395	8705	5385	10001	15258	7209	

Continuación **Tabla 6.3.7.**

zona	sitios	estación	Hierro			Aluminio		Manganeso		
			2004	2008	2012	2008	2012	2004	2008	2012
río Calle Calle		50		15984	3717	11743	2577		1222	2527
		58		3141	11954	1700	5329		2589	8467
		63	6533	3755	8743	2036	4446	2396	3371	3211
		68	10186		5898		3420	5232		4411
		promedio		8360	7627	7578	5160	3943	3814	2394
Lago Lanalhue	Contulmo	1		9919	6830	2236	2128		2658	2079
	Playa Blanca	2		4979	8997	3326	6959		1245	1789
	Hostería Lanalhue	3		1346	1946	787	848		2547	2744
	La Vaina	4		1084	1638	792	546		1181	2482
	promedio			4332	4853	1785	2620		1908	2274
Lagunas urbanas de Concepción	San Pedro	1		4134	15350	3067	1585		1924	1684
	Redonda	2		14311	2898	12821	2498		301	1149
	Lo Méndez	3		2649	4659	1551	2429		3977	5997
	promedio			7031	7636	5813	2171		2067	2943

Conclusiones

El color de la mayor parte de las plantas de Luchecillo recolectadas en el eje central del humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, es similar al observado en plantas recolectadas en los ríos Calle Calle, Valdivia, lagunas urbanas de Concepción y Lago Lanalhue; es decir, ese color es similar al color de plantas recolectadas en cuerpos hídricos no afectados por cambios ambientales, como los que ocurrieron en el humedal durante el año 2004.

La apariencia externa de las plantas de Luchecillo recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2012, es similar a la de plantas obtenidas en los ríos Calle Calle y Valdivia y Lago Lanalhue y diferente (plantas más limpias) a lo que se observó durante el año 2004.

Situación contraria se evidenció con las restantes dos especies de macrófitas (Huiro y Huiro verde) provenientes del eje central del río Cruces y que en general presentaron condiciones sanitarias intermedias (categoría 2), mientras que en los ríos tributarios las plantas exhibieron una condición saludable (categoría 1).

La concentración de metales pesados presentes en plantas de Luchecillo (mg/kg peso seco) recolectadas en el eje principal del humedal del río Cruces y ríos tributarios del mismo, fue notoriamente menor que lo observado durante los años 2004 y 2008 en la misma área y superior a lo observado en cuerpos hídricos fuera del humedal.

Referencias

Corti, P. & R. Schlatter (2002). Feeding ecology of black-necked swans in wetland of southern Chile. *Studies of Neotropical Fauna and Environmental* 37: 9-14.

Keskinkan, O., M. Z. L. Gosku., A. Yuceer., M. Basibuyuk & C. F. Forster (2003). Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry* 39: 179-183.

Ramírez, C., R. Godoy & E. Hauenstein (1982). Las especies de lucheillo (Hydrocharitaceae) que prosperan en Chile. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 14: 47-55.

Ramírez, C. & C. San Martín (2006). Macrófitos. En: CONAMA (ed.): Biodiversidad de Chile: Patrimonios y Desafíos. Santiago. 364-369.

Sivaci, R. E., A. Sivaci & M. Sokmen (2004). Biosorption of cadmium by *Myriophyllum spicatum* L. and *Myriophyllum triphyllum orchad*. *Chemosphere* 56: 1043-1048.

UACH (2005). Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia. Informe Final. UACH - CONAMA X Región. Convenio complementario específico n° 1210-1203/2004. 539 p.

UACH (2008). Estudio sobre la variabilidad de factores ambientales en el humedal del Río Cruces y tolerancia del Lucheillo (*Egeria densa*) a temperaturas extremas origen. Informe Final. UACH. 83 p.

6.3.3) OBJETIVO ESPECÍFICO 8: EVALUAR LA DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA ACTUAL DE LA MACROFAUNA BENTÓNICA DE LOS FONDOS SEDIMENTARIOS DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Los invertebrados bentónicos son capaces de modificar las características físicas del sustrato y responder a cambios ambientales, como enriquecimiento orgánico de los fondos y acumular tóxicos en sus tejidos, por lo cual son utilizados como indicadores biológicos del estado de salud ambiental de los fondos sedimentarios presentes en los cuerpos acuáticos (*cf.* Roads & Boyer, 1982). De ahí la importancia de estudiar la variabilidad espacio-temporal de estos organismos, los cuales permiten evaluar cambios ambientales, ya sean de origen natural o antrópico.

Se estudio la variación espacio temporal de los atributos comunitarios de la macrofauna bentónica mediante análisis comparativos de datos recolectados durante el año 2012 y los años 2004, 2005 del humedal del río Cruces: (Estudio UACH-CONAMA, 2005), 2008 y 2009 (Estudio UACH, 2009) del humedal del río Cruces.

Para estos análisis los sitios de muestreo fueron: sector Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa (Figura 6.3.31), sectores seleccionados con el objetivo de abarcar un área longitudinal, lo suficientemente amplia como para caracterizar la totalidad del eje central del humedal del río Cruces.

Objetivos Específicos

- Analizar la diversidad, abundancia y biomasa actual de la macrofauna bentónica de los fondos sedimentarios del humedal del río Cruces.

- Evaluar la variabilidad interanual en la diversidad, abundancia y biomasa de la macrofauna bentónica de los fondos sedimentarios del humedal del río Cruces en base a antecedentes históricos.

Material y métodos

Estado actual de la macrofauna bentónica (año 2012)

Para conocer la diversidad, abundancia y biomasa actual de los fondos sedimentarios del humedal del río Cruces, se recolectaron muestras en el mes de julio del año 2012. Las muestras se recolectaron mediante buceo autónomo en los fondos submareales de tres estaciones de muestreo ubicadas en los sectores estación sector Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa (Figura 6.3.31).

Las coordenadas geográficas en UTM de las estaciones son:

Estación Fuerte San Luis de Alba	5614387N	0658754E
Estación Santa María	5608583N	0655988E
Estación Punucapa	5597711N	0648983E

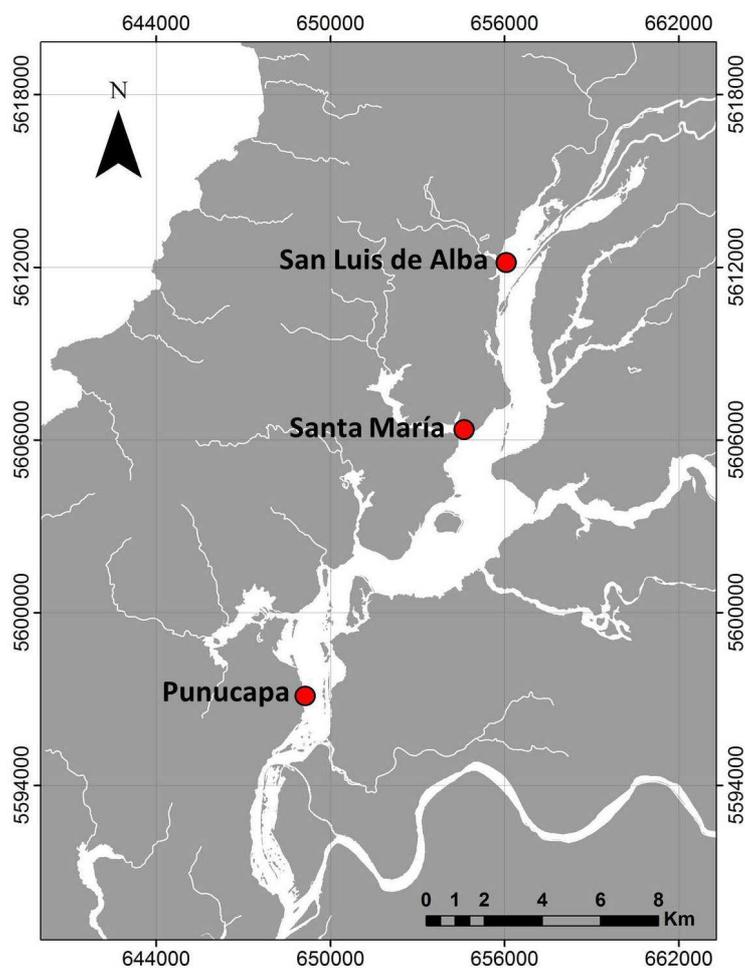


Figura 6.3.31. Ubicación de los sitios de muestreo destinados a caracterizar la macrofauna bentónica de los fondos sedimentarios humedal del río Cruces: sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa.

En cada una de las estaciones de muestreo se recolectaron cuatro réplicas para análisis faunísticos (ver más adelante). Las muestras fueron recolectadas con cilindros plásticos de 10.5 cm de diámetro, enterrados a una profundidad aproximada de 10 cm en el sedimento. Estos cilindros fueron cubiertos con tapas (en ambos extremos) previamente marcadas y llevados por el buzo a la lancha de muestreo.

Los sedimentos recolectados para análisis faunísticos, se filtraron en terreno a través de mallas con abertura de 500 micrones. El residuo se conservó en formol al 10% hasta su posterior análisis en el Laboratorio de Fondos Sedimentarios del Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas de la UACH. El residuo proveniente de la filtración de las muestras se analizó bajo lupa binocular para identificación y recuento de la macroinfauna. La identificación de los taxa se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Posteriormente, todos los organismos se secaron (80°C por 72 horas) y calcinaron (550°C por 4 horas), para llevar a cabo estimaciones de biomasa (*i.e.* peso seco libre de cenizas).

Los valores promedio obtenidos de las abundancias de cada estación se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies e Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977). Además se realizaron análisis de varianza de una vía (ANDEVA) (Sokal & Rohlf, 1995) con el objetivo de evaluar eventuales diferencias en el número de especies, diversidad, abundancia y biomasa de la macrofauna total entre estaciones de muestreo. Los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se analizaron mediante la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov y test de Levene, respectivamente (Sokal & Rohlf, 1995). En los casos en los que no se cumplieron esos supuestos, se transformaron los datos mediante la expresión $\log(x+1)$ (Sokal & Rohlf, 1995). En aquellos ANDEVA donde se detectaron diferencias significativas entre los grupos analizados, se realizó el test *a posteriori* (contraste de múltiples de rangos) con STATGRAPHICS Plus 5.1, con el objetivo de identificar la o las entidades con características faunísticas significativamente diferentes (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos no cumplieron con los supuestos del ANDEVA (a pesar de ser transformados), las eventuales diferencias entre grupos fueron analizadas con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Los valores de abundancia de la macrofauna, se utilizaron para análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM). Estos análisis se basaron en una matriz de similitud calculada mediante la distancia de Bray-Curtis como índice

de similitud y datos transformados con raíz cuadrada. Estos análisis se realizaron con el programa PRIMER 6.1 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) (Carr, 1997).

Los resultados de los análisis de EMDNM, se graficaron en dos dimensiones con el objetivo de visualizar eventuales relaciones entre las estaciones de muestreo. En este tipo de gráficos, las estaciones que muestran mayor similitud aparecen menos distanciadas entre sí. La representación adecuada del agrupamiento de esas estaciones puede ser evaluada mediante el denominado “stress”. Valores de “stress” menores a 0.1 indican una buena representación del ordenamiento de las estaciones, mientras que valores de “stress” mayores a 0.2 indican lo contrario (Clarke, 1993).

Los datos de abundancia y biomasa se ocuparon para confeccionar curvas de valores porcentuales acumulativos de abundancia y biomasa (curvas AB; Warwick, 1986; Warwick & Clarke, 1991). El análisis de este tipo de curvas ha sido una técnica estándar para evaluar el grado de “salud ambiental” de un determinado habitat (e.g. Warwick 1986, Warwick *et al.* 1987). Sin embargo, eventos poblacionales como reclutamientos (*i.e.* presencia de numerosos individuos pequeños con baja biomasa) pueden alterar significativamente tales análisis (*cf.* Beukema 1988).

Comparaciones históricas

Para realizar estos análisis se usaron datos de muestreos realizados durante:

i) noviembre de 2004 y marzo de 2005 en las estaciones ubicadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba y Santa María (cuatro y tres réplicas, respectivamente). Las muestras se recolectaron con cilindros plásticos de 10.5 cm de diámetro enterrados a una profundidad aproximada de 15 cm en el sedimento. Durante los

mismos meses se recolectaron dos réplicas en la estación Punucapa con una draga PONAR de 0.05 m² de área.

ii) abril y septiembre de 2008 en la estación Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa. El procedimiento de muestreo fue similar al llevado a cabo durante julio de 2012.

Los procedimientos utilizados para el filtrado, identificación, secado y calcinado de las muestras, fueron los mismos descritos con anterioridad para el muestreo correspondiente a julio del año 2012.

Resultados

Estado actual de la macrofauna bentónica (año 2012)

La Tabla 6.3.11, muestra que el número de especies fluctuó entre 2,0 y 4,3 taxa (estaciones Santa María y Punucapa, respectivamente). El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (índice que integra número de especies y abundancia poblacional de las mismas), registró el valor más bajo en la estación Santa María (0,26) y el más alto en la estación Fuerte San Luis de Alba (0,50). La abundancia total de la macroinfauna mostró valores extremos de 433,5 y 4508,8 ind./m² (estaciones Santa María y Punucapa, respectivamente). El valor promedio más alto de biomasa total se registró en los sedimentos de la estación ubicada en el sector Punucapa (2,434 g/m²), mientras que los valores más bajos fueron muy similares en las estaciones ubicadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba y Santa María (0,179 y 0,121g/m², respectivamente) (Tabla 6.3.11).

Tabla 6.3.11. Número de especies, Índice de Diversidad de Shannon - Wiener, abundancia y biomasa total de la macrofauna bentónica en los sedimentos de las estaciones muestreadas durante julio de 2012 en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas con desviación estándar en paréntesis.

	Fuerte San Luis de Alba	Santa María	Punucapa
Número de especies	3,5 (1,1)	2,0 (1,2)	4,3 (0,8)
Diversidad de Shannon – Wiener	0,50 (0,13)	0,26 (0,17)	0,40 (0,13)
Abundancia total (ind./m ²)	751,8 (100,0)	433,5 (377,7)	4508,8 (2858,7)
Biomasa total (g / m ²)	0,179 (0,028)	0,121 (0,019)	2,434 (0,422)

La Tabla 6.3.12, muestra los resultados de los ANDEVA y test *a posteriori* (contraste de rangos múltiples) llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias entre los promedios del número de especies, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener, abundancia y biomasa total de la macroinfauna bentónica de cada estación de muestreo. Los resultados no muestran diferencias significativas ($p > 0,05$) entre estaciones al comparar número de especies, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y abundancia total. Solo para biomasa total, el análisis de varianza registró diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo los valores de biomasa de la estación ubicada en el sector de Punucapa significativamente más altos que los de las estaciones del Fuerte San Luis de Alba y Santa María, los cuales no presentaron diferencias significativas entre sí (test *a posteriori*, contraste de múltiples rangos).

Tabla 6.3.12. Resultados de los ANDEVA, realizados para evaluar diferencias entre los promedios de las réplicas de: número de especies, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener, abundancia y biomasa total de la macrofauna bentónica presente en los sedimentos de las estaciones ubicadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa.

	Resultados ANDEVA	
Número de especies	F = 3,44	p = 0,08
Diversidad de Shannon – Wiener	F = 3,68	p = 0,07
Abundancia total (ind./m ²)	F = 2,01	p = 0,19
Biomasa total (g / m ²)	F = 12,55	p < 0,01

La Figura 6.3.32, muestra el ordenamiento espacial de las réplicas de las estaciones muestreadas en base a sus características faunísticas, derivadas del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM). Los resultados representados en la Figura 6.3.32a, evidencian la formación de un grupo único (stress=0,01), cuya formación grupal estaría dada por la ausencia de macrofauna en la réplica B2, correspondiente a una de las estaciones ubicada en el sector de Santa María (B).

Al realizar un sub-análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) (Figura 6.3.32b), para la agrupación que incluye todas las estaciones con excepción de la B2, se evidencia la formación de dos grupos bastante definidos. Uno de estos corresponde a las réplicas de la estación Fuerte San Luis de Alba (A) y el otro a las del sector Punucapa (C). Las réplicas B1, B3 y B4 de la estación Santa María se distribuyen alrededor de la agrupación correspondiente a la estación Fuerte San Luis de Alba (A), demostrando una alta heterogeneidad en su

composición faunística. El valor de stress resultante para este sub análisis fue de 0,06 (menor a 0,1), el cual sugiere una buena representación gráfica de las diferencias y similitudes de la composición faunística de las diferentes estaciones de muestreo.

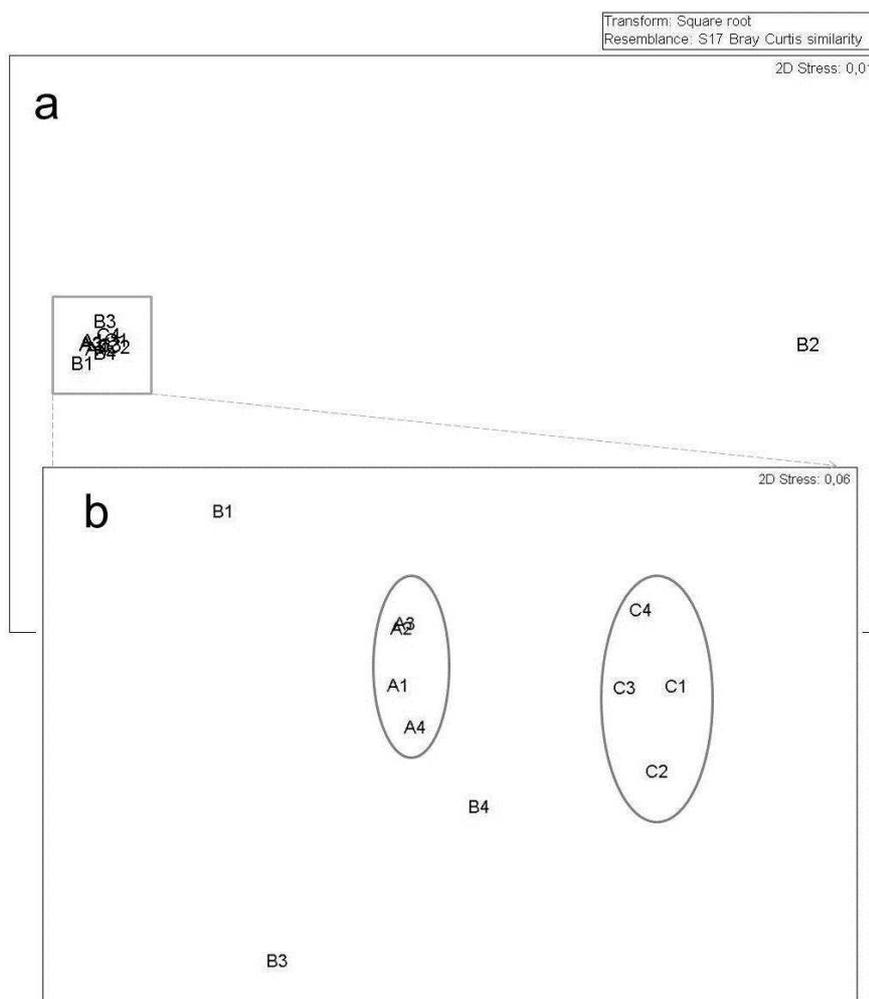


Figura 6.3.32. Escalamiento multidimensional no métrico de las muestras (cuatro replicas), en base a las características faunísticas de las estaciones analizadas: sectores Fuerte San Luis de Alba (A), Santa María (B) y Punucapa (C).

La Figura 6.3.33, muestra los gráficos de abundancia-biomasa (AB) para la macrofauna presente en los fondos submareales de las estaciones ubicadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa. Las curvas

acumulativas de abundancia y biomasa obtenidas para cada estación estuvieron muy próximas entre sí, lo que sugiere que los sedimentos del área de estudio no muestran mayor alteración ambiental; dicho de otro modo, la macrofauna bentónica de los sectores estudiados corresponde a sitios con escasa perturbación ambiental (cf. Warwick 1986; Warwick & Clarke 1991).

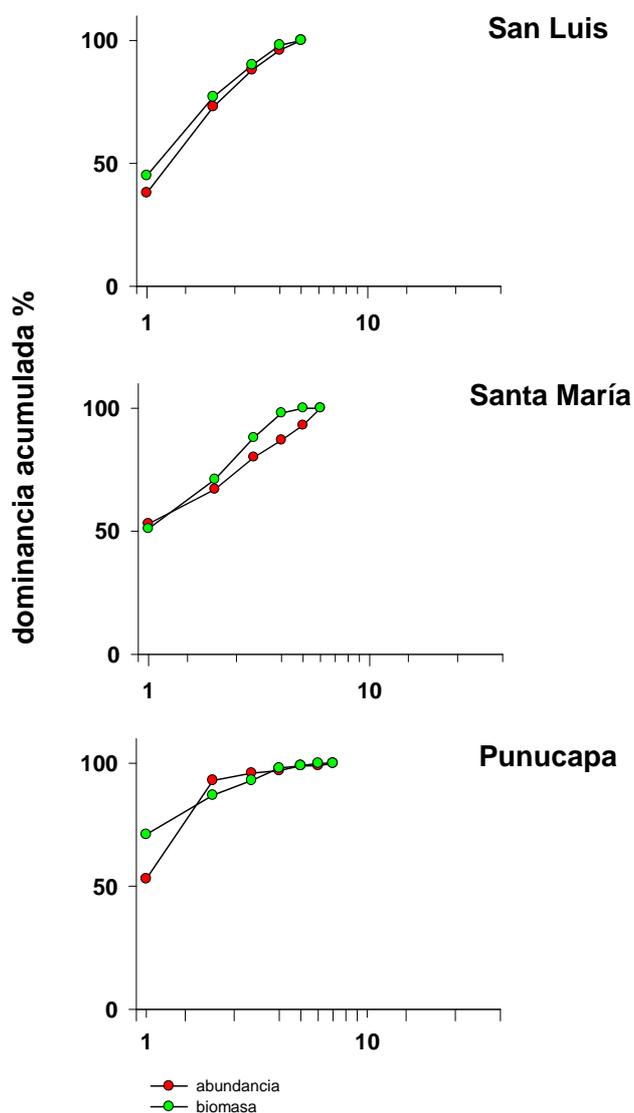


Figura 6.3.33. Curvas de abundancia – biomasa (AB), generadas a partir de los valores de abundancia y biomasa total de la macrofauna bentónica presente en los sedimentos de las estaciones de muestreo ubicadas en los sectores Fuerte San Luis de Alba, Santa María y Punucapa (Fig. 6.3.31).

Comparaciones históricas

La Tabla 6.3.13 muestra la abundancia y número de taxa presentes en los fondos submareales de la estación Fuerte San Luis de Alba, durante noviembre de 2004, marzo de 2005, abril y septiembre de 2008 y julio de 2012.

El número total de taxa fue mayor durante noviembre de 2004 y julio de 2012 (5 taxa), en tanto que durante marzo de 2005, abril y septiembre de 2008 el número total de taxa fue 3. La abundancia total de la macrofauna, registró sus valores más altos y bajos en noviembre de 2004 y abril de 2008 (1698,1 y 606,3 ind/m², respectivamente) (Tabla 6.3.13). Oligoquetos de la familia Tubificidae, fueron el taxón que presentó las abundancias más altas durante todas las fechas de muestreo, alcanzando su valor máximo durante septiembre de 2008 (952,8 ind/m²).

Tabla 6.3.13. Abundancia (ind/m²) de la macrofauna bentónica presente en los sedimentos submareales del humedal del río Cruces (sector Fuerte San Luis de Alba), durante noviembre del año 2004, marzo del año 2005, abril y septiembre del año 2008 y julio del año 2012. Los valores son promedios (n=3 para marzo de 2005 y n=4 para noviembre 2004, abril y septiembre de 2008 y julio de 2012) con desviación estándar en paréntesis. B = Bivalvia.

Fuerte San Luis de Alba	noviembre 2004	marzo 2005	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012
POLYCHAETA					
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0,0 (0,0)	37,5 (64,9)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
OLIGOCHAETA					
<i>Nais pardalis</i>	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	57,8 (66,7)
Tubificidae	734,4 (395,7)	636,7 (343,3)	548,6 (110,6)	952,8 (519,7)	289,0 (66,7)
MOLLUSCA					
Sphaeridae (B)	11,1 (22,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
INSECTA					
Chironomidae	639,6 (877,9)	412,0 (531,0)	0,0 (0,0)	28,9 (57,7)	0,0 (0,0)
Tanypodine	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	28,9 (57,7)	259,8 (218,6)	260,1 (57,8)
Tricoptera	156,5 (211,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
<i>Limnoperla jaffueli</i>	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	28,9 (57,8)
CHELICERATA					
Acari	156,5 (284,1)	0,0 (0,0)	28,9 (5,7)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
HIRUDINEA					
Hirudinea	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	115,6 (94,4)
Abundancia total	1698,1	1086,1	606,3	1241,5	751,4
Nº total de taxa	5	3	3	3	5

La Tabla 6.3.14 muestra la abundancia y número de taxa presentes en los fondos sedimentarios de la estación ubicada en el sector Santa María durante noviembre de 2004, marzo de 2005, abril y septiembre de 2008 y julio de 2012.

El número más alto de taxa se registró durante el muestreo realizado en julio de 2012 ($n=6$), a la vez que durante marzo de 2005, abril y septiembre de 2008 los valores fluctuaron entre 2 y 3 taxa. Los valores más altos de abundancia total se registraron durante marzo del año 2005 ($749,1 \text{ ind/m}^2$), en tanto que el valor más bajo se registró durante noviembre de 2004 ($188,8 \text{ ind/m}^2$). Los invertebrados numéricamente dominantes dentro de todas las fechas de muestreo, fueron oligoquetos de la familia Tubificidae, registrándose el valor más alto durante marzo de 2005 ($711,6 \text{ ind/m}^2$) (Tabla 6.3.14).

Tabla 6.3.14. Abundancia (ind/m²) de la macrofauna bentónica presente en los sedimentos sub mareales del sector Santa María (estación B), durante noviembre del año 2004, marzo del año 2005, abril y septiembre del año 2008 y julio del año 2012. Los valores son promedios (n=3 para marzo de 2005 y n=4 para noviembre 2004, abril y septiembre de 2008 y julio de 2012) con desviación estándar en paréntesis. B = Bivalvia.

Santa María	noviembre 2004	marzo 2005	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012
POLYCHAETA					
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
<i>Perinereis gualpensis</i>	11,1 (22,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
<i>Boccardia</i> sp.	44,4 (62,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
OLIGOCHAETA					
<i>Nais pardalis</i>	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	28,9 (57,8)
Naididae	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	28,9 (57,7)	0,0 (0,0)	28,9 (57,8)
Tubificidae	100,0 (66,7)	711,6 (425,4)	202,1 (110,6)	288,7 (290,6)	231,2 (389,2)
MOLLUSCA					
Sphaeridae (B)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
INSECTA					
Chironomidae	11,1 (22,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	28,9 (57,8)
Tanypodine	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	57,7 (115,5)	57,8 (66,7)
Tricoptera	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Hydroptilidae	22,2 (44,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Zigoptera	0,0 (0,0)	37,5 (64,9)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
CHELICERATA					
Acari	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	57,7 (66,7)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
CRUSTACEA					
Cypridae	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	57,8 (115,6)
Abundancia total	188,8	749,1	288,7	346,4	433,5
Nº total de taxa	5	2	3	2	6

En la Tabla 6.3.15 se presentan las abundancias y número de taxa presentes en los fondos submareales de la estación ubicada en el sector Punucapa (estación C) durante enero de 2005, abril y septiembre de 2008 y julio de 2012.

La mayor riqueza de taxa se encontró en los sedimentos muestreados durante enero de 2005 y abril de 2008 (9 y 8, respectivamente), mientras que la riqueza más baja ocurrió durante el muestreo de julio de 2012 ($n=6$). Las abundancias más altas de macrofauna bentónica ocurrieron durante septiembre de 2008 (13309,8 ind/m²), en tanto que la menor abundancia se registró durante enero de 2005 (2340,0 ind/m²). Tal como observado en los sedimentos de las otras estaciones, oligoquetos de la familia Tubificidae fueron los organismos más abundantes dentro de la mayor parte de los muestreos, alcanzando valores extremos de 3811,1 y 1488,9 ind/m² (septiembre de 2008 y enero de 2005, respectivamente). Durante septiembre del año 2008, el crustáceo anfípodo *Paracorophium hartmannorum* fue la especie dominante de la macrofauna recolectada en los sedimentos de esta estación (5572,2 ind/m², Tabla 6.3.15).

Tabla 6.3.15. Abundancia (ind/m²) de la macrofauna bentónica presente en los sedimentos del río Cruces (sector Punucapa), durante enero del año 2005, abril y septiembre del año 2008 y julio del año 2012. Los valores son promedios (n=2 para enero de 2005 y n=4 para abril y septiembre de 2008 y julio de 2012) con desviación estándar en paréntesis. G = Gastropoda.

PUNUCAPA	enero 2005	abril 2008	septiembre 2008	julio 2012
POLYCHAETA				
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0,0 (0,0)	259,8 (256,1)	375,3 (256,1)	2398,8 (2371,8)
<i>Perinereis gualpensis</i>	0,0 (0,0)	144,4 (173,2)	202,1 (110,6)	57,8 (66,7)
OLIGOCHAETA				
Naididae	66,7 (94,3)	259,8 (519,7)	2540,7 (1050,0)	0,0 (0,0)
Tubificidae	1488,9 (974,2)	3233,6 (3011,5)	3811,1 (1310,0)	1820,8 (2416,5)
MOLLUSCA				
<i>Chilina ovalis</i> (G)	111,1 (157,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
<i>Ancylus</i> sp. (G)	22,2 (31,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
INSECTA				
Chironomidae	44,4 (62,9)	28,9 (57,7)	721,8 (465,5)	0,0 (0,)
Tanypodine	0,0 (0,0)	28,9 (57,7)	86,6 (57,7)	86,7 (57,8)
Hydroptilidae	66,7 (94,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Zigoptera	22,2 (31,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
TURBELARIA	488,9 (628,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
CRUSTACEA				
<i>P. hartmannorum</i>	0,0 (0,0)	548,6 (425,6)	5572,2 (4305,0)	115,6 (94,4)
HIRUDINEA				
Hirudinea	28,9 (57,7)	28,9 (57,7)	0,0 (0,0)	28,9 (57,8)
Abundancia total	2340,0	4532,9	13309,8	4508,6
Nº total de taxa	9	8	7	6

Conclusiones

No se detectaron diferencias significativas en el número de especies, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y abundancia total de la macrofauna, al comparar los sedimentos del área de estudio durante el año 2012. Por el contrario, los sedimentos del sector Punucapa, fueron los que tuvieron la mayor biomasa de macrofauna.

Las comparaciones interanuales de macrofauna bentónica no muestran un patrón definido de variación temporal, ya sea aumentos o disminuciones de los diferentes parámetros comunitarios desde el año 2004 al presente.

Las conclusiones anteriores, sugieren que la macrofauna bentónica de los fondos sedimentarios submareales del humedal del río Cruces, no fue afectada por los cambios ambientales que ocurrieron en el área durante el año 2004.

Referencias

Beukema, J.J. (1988). An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Marine Biology* 99: 425-433.

Brower, J.E. & J.H. Zar. (1977). *Field laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa, USA: 192 pp.

Carr, M.R. (1997). *Primer user manual*. Plymouth Marine Laboratory, Prospect Place, Plymouth PL1 3 DH, United Kingdom 40 pp.

Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.

UACH (2005). Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la provincia de Valdivia (Convenio UACH & CONAMA).

UACH (2009). Recopilación y análisis de información en apoyo para la elaboración del anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental, para la protección de las aguas de la cuenca del río Valdivia. (Convenio UACH & CONAMA).

Sokal, R. & F. Rohlf. (1995). *Biometry. the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman, New York 877 pp.

Roads, D.C & L.F. Boyer (1982). The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a sucesional perspective. In McCall , P.L. y Tevesz, M.J.S. (eds). *Animal-sediment relations: The biogenic alteration of sediments*. Plenum Press, New York. Pp 3-52.

Warwick, R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557-562.

Warwick, R.M., T.H. Pearson & Ruswahyuni. (1987). Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology* 95: 193-200.

Warwick, R.M. & K.R. Clarke. (1991). A comparison of some methods for analysing of changes in benthic community structure. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom* 71: 225-244.

6.3.4) OBJETIVO ESPECÍFICO 9: EVALUAR LA DISTRIBUCIÓN, DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA ACTUAL DE LA ICTIOFAUNA DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

La Región de los Ríos constituye un macro-entorno geográfico caracterizado por su rica diversidad de ambientes acuáticos. Los peces que habitan en los mismos, constituyen un grupo animal considerado como un indicador apropiado de la calidad ambiental del hábitat acuático. De ahí que todo estudio diseñado para evaluar eventuales efectos ambientales de grandes proyectos de inversión deban considerar el estudio de la fauna ictica. En este capítulo se analiza la variabilidad interanual en la abundancia y riqueza de especies de peces presente en el humedal del río Cruces.

Objetivos Específicos

- Examinar la composición taxonómica y abundancia de la ictiofauna del humedal del río Cruces.
- Evaluar la eventual variabilidad interanual de esa ictiofauna.

Material y métodos

Obtención de las muestras

Se recolectaron muestras de peces en tres sitios de muestreos: uno en el sector de ciruelos (estación 1), otro en el sector del río Cruces aledaño al puente Rucaco (estación 2) y un tercero en el sector Santa María (estación 3). (Fig. 6.3.34). Los muestreos se realizaron durante septiembre de 2012 y marzo de 2013.

La captura de peces se realizó con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfängergeräte GMBH, Typ FEG 1500, con ayuda de redes de diferente trama de malla (redes de mano de malla fina y otras mayores de 25 y 32 mm de trama). Los peces recolectados se mantuvieron en baldes con agua de río procediéndose al recuento e identificación de los mismos. Luego de la identificación y recuento, los peces fueron devueltos vivos al ambiente en el mismo lugar de su captura. La profundidad de captura no excedió 1,5 m.

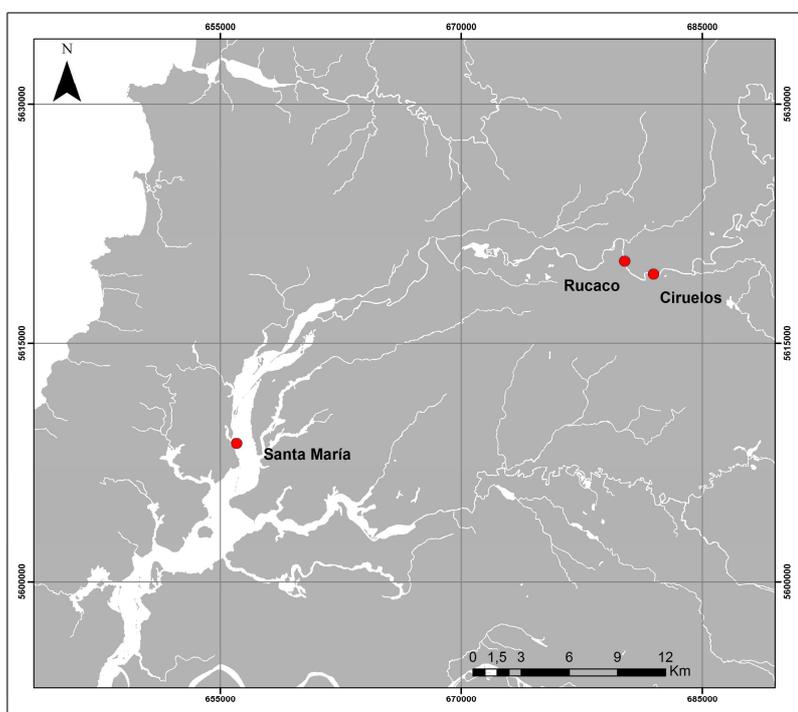


Figura 6.3.34. Ubicación de las estaciones de muestreo destinadas a la obtención de peces en las riberas del humedal del río Cruces.

Análisis de las muestras y datos

La identificación taxonómica de los peces capturados se realizó en base a su morfología externa. La experiencia del personal que realizó las determinaciones taxonómicas en terreno está basada en el conocimiento de los siguientes estudios: (Arratia, 1981, 1987; Campos, 1982, 1984; Campos & Gavilán, 1996; Campos *et al.*, 1993; Dyer, 1997; Pequeño, 1981; Ruiz, 2004 y Arismedi & Penaluna, 2009). Los datos obtenidos durante septiembre de 2012 y marzo de 2013 se compararon con datos provenientes de muestreos realizados en enero de 2005 y septiembre de 2008.

Resultados

Composición taxonómica de la ictiofauna

En total se recolectaron 14 especies de peces, correspondiendo una de ellas (*Geotria australis*) a un pez sin mandíbula (Agnato). Diez de las especies son nativas y cuatro introducidas (Tabla 6.3.16).

Tabla 6.3.16. Nombres científicos y comunes de las 14 especies presentes en el área de estudio. N= especie nativa, I=especie introducida.

Nombre científico	Nombre común
<i>Diplomystes chilensis</i> (Molina, 1782) N	Tollo, tollo de agua dulce, bagre de agua dulce
<i>Trichomycterus areolatus</i> (Valenciennes, 1848) N	Bagre de agua dulce
<i>Percichthys trucha</i> (Valenciennes, 1833) N	Perca trucha
<i>Galaxias maculatus</i> (Jenyns, 1842) N	Puye, puye chico
<i>Galaxias platei</i> (Steindachner, 1898) N	Puye, puye grande
<i>Percilia gillissi</i> (Girard, 1855) N	Carmelita
<i>Cheirodon australe</i> (Eigenmann, 1928) N	Pocha del Sur, pocha
<i>Cheirodon galusdae</i> (Eigenmann, 1927) N	Pocha, pocha de los lagos
<i>Basilichthys australis</i> (Eigenmann, 1928) N	Pejerrey, pejerrey Chileno
<i>Geotria australis</i> (Gray, 1851) N	Lamprea de bolsa, anguila blanca, lamprea agua dulce
<i>Salmo trutta fario</i> (Linnaeus, 1758) I	Trucha café, trucha marrón
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859) I	Gambusia, pez mosquito
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758) I	Carpa
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792) I	Trucha arcoíris

Ictiofauna durante los muestreos de septiembre 2012 y marzo 2013

La Tabla 6.3.17 muestra la representación numérica y porcentual de las especies de peces observadas en las riberas del río Cruces durante los muestreos de septiembre de 2012 y marzo de 2013; esta Tabla incluye además el número total de especies e individuos y los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener.

Tabla 6.3.17. Abundancia numérica y porcentual, número total de especies e individuos y valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener de la ictiofauna estudiada en las riberas del humedal del río Cruces durante septiembre de 2012 y marzo 2013.

especie	Estación 1				Estación 2				Estación 3			
	septiembre 2012		marzo 2013		septiembre 2012		marzo 2013		septiembre 2012		marzo 2013	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
<i>Geotria australis</i> N	3	3,66	1	1,47	3	5,26	2	2,53				
<i>Galaxias maculatus</i> N	39	47,50	32	47,05	19	33,33	56	70,88	32	91,42	4	6,25
<i>Galaxias platei</i> N	5	6,09										
<i>Trichomycterus areolatus</i> N			2	2,94	4	7,01						
<i>Cheirodon australe</i> N									1	2,85	18	28,13
<i>Percichthys trucha</i> N	6	7,31			2	3,5			1	2,85	2	3,13
<i>Percilia gillissi</i> N	29	35,40	31	45,58	23	40,35	19	24,05	1	2,85		
<i>Oncorhynchus mykiss</i> I			1	1,47			2	2,53				
<i>Salmo trutta fario</i> I			1	1,47	6	10,52						
<i>Gambusia holbrooki</i> I											36	56,25
n° de especies	5		6		6		4		4		4	
n° de individuos	82		68		57		79		35		60	
Diversidad Shannon & Wiener	0,52		0,43		0,62		0,33		0,17		0,42	

Durante ambos muestreos, la ictiofauna de las estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco) estuvo dominada por *Galaxias maculatus* (Puye chico) y *Percilia gillissi* (Carmelita), ambas especies nativas (Tabla 6.3.17). Durante el muestreo de septiembre de 2012, la mayor parte de los peces capturados en la ribera de la estación 3 (sector Santa María) correspondieron a *Galaxias maculatus*, mientras que en el muestreo de marzo de 2013, la especie dominante fue el pez introducido *Gambusia holbrooki* (pez mosquito) (Tabla 6.3.17).

Durante septiembre de 2012 y marzo de 2013, el número de especies fue similar en las estaciones 1 y 3 (5-6 y 4 taxa, respectivamente); por el contrario, la diversidad de peces varió entre 6 y 4 especies en la estación 2 (Rucaco) (Tabla 6.3.17). La variabilidad entre muestreos en los valores de abundancia total de peces, fue menor en Ciruelos y Rucaco (17,1 y 27,8 %, respectivamente) y mayor en la ribera del sector Santa María (41,7 %). Los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener variaron entre 0,52 y 0,43 en la estación 1, entre 0,62 y 0,33 en la 2 y entre 0,17 y 0,42 en la estación 3 (Tabla 6.3.17).

Los valores más bajos de diversidad se estimaron para la ictiofauna de las estaciones 2 y 3 (0,33 durante marzo de 2013 y 0,17 durante septiembre de 2012, respectivamente). Estos valores pueden ser explicados por la alta representatividad de *Galaxias maculatus* en las muestras (70,9 % del total de la ictiofauna durante marzo de 2013 en la estación 2 y 91,4 % del total de la abundancia de peces durante septiembre de 2012 en la estación 3 (Tabla 6.3.17).

Comparaciones históricas de la ictiofauna del humedal del Río Cruces

Las Tablas 6.3.18, 6.3.19 y 6.3.20 muestran la representación numérica y porcentual de las especies de peces observadas en las tres estaciones de muestreo durante enero de 2005 (tres fechas), enero de 2008, septiembre de 2012 y marzo de 2013. Estas Tablas incluyen además el número total de especies e individuos y los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener.

Estación 1 (Ciruelos)

Percichthys trucha (Perca trucha) fue la especie dominante durante los dos primeros muestreos de enero de 2005, a la vez que *Galaxias maculatus* dominó en el tercer muestreo de este mes. Durante enero de 2008 el pez dominante fue *Percillia gillissi*, especie que durante los muestreos de septiembre de 2012 y marzo 2013 dominó la abundancia total de la ictiofauna con *Galaxias maculatus*

(Tabla 6.3.18). Lo más notorio de estas comparaciones interanuales fue la disminución (y aún ausencia) de *Trichomycterus aerolatus* (Bagre de agua dulce) y *Percichthys trucha*, durante los muestreos realizados como parte de este estudio (septiembre de 2012 y marzo de 2013) (Tabla 6.3.18).

El número de especies varió entre 5 (segundo muestreo de enero de 2005 y muestreo de septiembre de 2012) y 7 (primer y tercer muestreo de enero de 2005 y muestreo de enero de 2008); las abundancias más altas de peces ocurrieron durante el muestreo de enero de 2005 (Tabla 6.3.18) y las más bajas durante enero de 2008 y marzo de 2013 (Tabla 6.3.18). Los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener fueron más bajos durante los dos primeros muestreos de enero de 2005 cuando los porcentajes de dominancia por una especie (*P. trucha*) fueron más altos (Tabla 6.3.18).

Tabla 6.3.18. Abundancia numérica y porcentual, número total de especies e individuos y valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener de la ictiofauna estudiada en las riberas del humedal del río Cruces (estación 1, Ciruelos) durante enero de 2005, enero de 2008, septiembre de 2012 y marzo 2013.

especie	Estación 1											
	10-01-2005		14-01-2005		21-01-2005		enero 2008		septiembre 2012		marzo 2013	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
<i>Geotria australis</i> N	1	0,37			1	0,38	1	1,75	3	3,66	1	1,47
<i>Galaxias maculatus</i> N	11	4,07	5	4,03	159	60,46	13	22,80	39	47,50	32	47,05
<i>Galaxias platei</i> N									5	6,09		
<i>Basilichthys australis</i> N	32	11,85			4	1,52	3	5,26				
<i>Cheirodon australe</i> N	1	0,37										
<i>Cheirodon galusdae</i> N			1	0,81	1	0,38						
<i>Percichthys trucha</i> N	215	79,63	80	64,52	53	20,15	2	3,51	6	7,31		
<i>Percilia gillissi</i> N							28	49,12	29	35,40	31	45,58
<i>Trichomycterus areolatus</i> N	8	2,96	35	28,23	44	16,73	1	1,75			2	2,94
<i>Oncorhynchus mykiss</i> l	2	0,74	3	2,42	1	0,38	9	15,79			1	1,47
<i>Salmo trutta fario</i> l											1	1,47
n° de especies	7		5		7		7		5		6	
n° de individuos	270		124		263		57		82		68	
Diversidad Shannon & Wiener	0,33		0,39		0,46		0,60		0,52		0,43	

Estación 2 (Rucaco)

Trichomycterus aerolatus, *Galaxias maculatus*, *Basilichthys australis* (Pejerrey chileno) y *Percichthys trucha* fueron las especies dominantes durante el muestreo de enero de 2005, a la vez que durante los muestreos de enero de 2008, septiembre de 2012 y marzo de 2013, las especies dominantes fueron *Galaxias maculatus* y *Percilia gillissi* (Tabla 6.3.19). Similar a lo observado en la estación 1 (Ciruelos), *Trichomycterus aerolatus* y *Percichthys trucha*, especies comunes observadas durante los muestreos del año 2005, prácticamente no se detectaron durante septiembre de 2012 y marzo de 2013 (Tabla 6.3.19).

El número de especies varió entre 4 (enero de 2008 y marzo de 2013) y 7-8 taxa (segundo y tercer muestreo de enero de 2005 y muestreo de enero de 2008); las abundancias más altas de peces ocurrieron durante el muestreo de enero de 2005 y las más bajas durante septiembre de 2012 y marzo de 2013 (Tabla 6.3.19). Los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener fueron muy similares durante todos los muestreos comparados con excepción del de marzo 2013 (0,33) cuando la dominancia de una especie (*Galaxias maculatus*) fue alta (70,9 % de la abundancia total de la ictiofauna) (Tabla 6.3.19).

Tabla 6.3.19. Abundancia numérica y porcentual, número total de especies e individuos y valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener de la ictiofauna estudiada en las riberas del humedal del río Cruces (estación 2, Rucaco) durante enero de 2005, enero de 2008, septiembre de 2012 y marzo 2013.

especie	Estación 2											
	10-01-2005		14-01-2005		21-01-2005		enero 2008		septiembre 2012		marzo 2013	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
<i>Geotria australis</i> N	3	0,92			1	0,76			3	5,26	2	2,53
<i>Diplomystes chilensis</i> N					2	1,53						
<i>Trichomycterus areolatus</i> N	82	25,15	50	22,03	30	22,9	7	8,75	4	7,01		
<i>Galaxias maculatus</i> N	98	30,06	28	12,33	45	34,35	22	27,5	19	33,33	56	70,88
<i>Basilichthys australis</i> N	88	26,99	35	15,42	2	1,53						
<i>Cheirodon galusdae</i> N			3	1,32	1	0,76						
<i>Percichthys trucha</i> N	53	16,26	106	46,7	49	37,40			2	3,50		
<i>Percilia gillissi</i> N							41	51,25	23	40,35	19	24,05
<i>Oncorhynchus mykiss</i> l			4	1,76	1	0,76	10	12,5			2	2,53
<i>Salmo trutta fario</i> l	2	0,61	1	0,44					6	10,52		
n° de especies	6		7		8		4		6		4	
n° de individuos	326		227		131		80		57		79	
Diversidad Shannon & Wiener	0,62		0,6		0,57		0,51		0,62		0,33	

Estación 3 (sector Santa María)

Durante los muestreos de enero de 2008 y septiembre de 2012, la ictiofauna estuvo dominada por *Galaxias maculatus* (ca. 90 % del total de peces examinados); por el contrario, durante marzo de 2013 la especie dominante fue *Gambusia holbrooki* (ca. 56 % del total de la ictiofauna), pez que en este sitio no se había encontrado con anterioridad a este último muestreo (Tabla 6.3.20).

El número de especies y el número total de individuos, aumentó desde el muestreo del año 2008 (2 especies con 10 peces) a los de septiembre de 2012 y marzo de 2013 (4 especies con 35 peces y 4 especies con 60 peces, respectivamente) (Tabla 6.3.20). Los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener fueron más bajos durante enero de 2008 y septiembre de 2012 (0,14 y 0,17, respectivamente), situación causada por las altas dominancias de *Galaxias maculatus* estimadas durante esos muestreos (Tabla 6.3.20).

Tabla 6.3.20. Abundancia numérica y porcentual, número total de especies e individuos y valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener de la ictiofauna estudiada en las riberas del humedal del río Cruces (estación 3, Santa María) durante enero de 2005, enero de 2008, septiembre de 2012 y marzo 2013.

Estación 3						
especie	enero 2008		septiembre 2012		marzo 2013	
	N	%	N	%	N	%
<i>Galaxias maculatus</i> N	9	90,00	32	91,42	4	6,25
<i>Cheirodon galusdae</i> N			1	2,85	18	28,13
<i>Percichthys trucha</i> N			1	2,85	2	3,13
<i>Percilia gillissi</i> N			1	2,85		
<i>Ciprinus carpio</i> I	1	10,00				
<i>Gambusia holbrocki</i> I					36	56,25
n° de especies	2		4		4	
n° de individuos	10		35		60	
Diversidad Shannon & Wiener	0,14		0,17		0,42	

Conclusiones

Diez de las especies recolectadas en este estudio son nativas y cuatro introducidas.

Durante septiembre de 2012 y marzo de 2013, la ictiofauna de las estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco) estuvo dominada por *Galaxias maculatus* (Puye chico) y *Percilia gillissi* (Carmelita); durante el muestreo de septiembre de 2012, la mayor parte de los peces capturados en la ribera de la estación 3 (sector Santa María) correspondieron a *Galaxias maculatus*, mientras que en el muestreo de marzo de 2013, la especie dominante fue *Gambusia holbrooki* (pez mosquito).

El número de especies y abundancia de la ictiofauna de las estaciones 1 y 2 (Ciruelos y Rucaco), fue mayor durante los muestreos realizados durante enero de 2005 y 2008 que durante los llevados a cabo en septiembre de 2012 y marzo de 2013. Por el contrario, los valores de estos parámetros comunitarios en la ribera de la estación 3 (sector Santa María) fueron más altos durante los muestreos de 2012 y 2013.

Lo anterior sugiere que la ictiofauna del humedal del río Cruces no fue afectada por los cambios ambientales que ocurrieron en el área durante el año 2004.

No obstante lo anterior, no se han realizado hasta ahora estudios tendientes a evaluar eventuales bioacumuladores de contaminantes en órganos corporales de la ictiofauna del área.

Referencias

- Arratia, G. (1981). Géneros de peces de aguas continentales de Chile. Museo Nacional de Historia Natural, Chile, Publicación Ocasional, 34: 1-108.
- Arratia, G. (1987). Description of the primitive family Diplomystidae (siluriformes, Teleostei, Pisces): morphology, taxonomy and phylogenetic implications. Bonner Zoologische Monographien N° 24. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn.
- Arismendi, I y B. Penaluna (2009). Peces nativos en aguas continentales del sur de Chile, 53 pp. Iniciativa Científica Milenio (ICM).
- Campos, H. (1982). Sistemática del género *Cheirodon* (Pisces: Characidae) en Chile, con descripción de una nueva especie. Analisis de multivarianza. Studies in Neotropical Fauna and Environment, 17: 129-162.
- Campos, H. (1984). Los géneros de atherinidos (Pisces: Atherinidae) del sur de Sudamerica. Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Zoología, 13: 71-84.
- Campos, H., V. Ruiz., J.F. Gavilan y F. Alay. (1993). Peces del río Bío Bío. Programa de Interuniversitario de Investigación Científica Aplicada y Formación (EULA), Universidad de Concepción, Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río y del Área Marina Costera Adyacente, Serie Publicaciones de Divulgación, 5: 1-100.
- Campos, H y J.F Gavilan. (1996). Diferenciación morfológica entre *Percichthys trucha* y *Percichthys melanops* (Perciformes: Percichthyidae) entre 36° y 41° L.S. (Chile-Argentina), a través de análisis multivariados. Gayana (Zoología), 60 (2): 99-120.
- Dyer, B. (1997). Phylogenetic revision of Atherinopsinae (Teleostei: Atherinopsidae), with comments on the systematics of the South American freshwater fish genus *Basilichthys* Girard. Museum of Zoology University of Michigan, Miscellaneous Publications, 185: 1-64.
- Pequeño, G. (1981). Peces de las riberas estuariales del Río Lingue, Chile. Cahiers de Biologie Marines Roscoff, 22: 141-163.
- Ruíz, V.H. (2004). Los peces de agua dulce de Chile, Universidad de Concepción, Concepción.

6.3.5) OBJETIVO ESPECÍFICO 10: EVALUAR LA DISTRIBUCIÓN, DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA ACTUAL DE LA AVIFAUNA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Los humedales corresponden a superficies cubiertas de agua, de forma temporal o permanente, en los que se generan condiciones únicas que permiten albergar una gran diversidad de flora y fauna. Ellos proveen una serie de beneficios a las localidades cercanas en términos sociales, económicos y culturales, de manera que se han protegido alrededor de todo el mundo, con el propósito de mantener sus propiedades ecológicas (Carbonell, 1997; Díaz *et al.*, 2006). Sin embargo, y a pesar de políticas creadas para la protección de estas áreas, los efectos antrópicos y la contaminación han tenido como resultado la pérdida de hábitat para muchas especies (Dar & Dar, 2009).

El humedal del río Cruces (Valdivia, Chile), se forma producto de la inundación de vastas extensiones de tierra, luego del gran sismo registrado en mayo de 1960. Estos territorios fueron colonizados por numerosas aves acuáticas incluyendo al Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) llegando a ser su principal y más grande área de reproducción en Chile (UACH, 2005).

En el año 1981, el humedal fue catalogado de importancia internacional, incluido en la lista de Ramsar, y declarado Santuario de la Naturaleza, comprendiendo un área de 4.887 ha., en ambos casos con objetivos enfocados hacia su conservación y preservación. Sin embargo, durante el año 2004 la pérdida de cobertura vegetal de una de las especies de plantas acuáticas (*Egeria densa*) más abundantes del humedal, tuvo como consecuencia la migración y muertes masivas de aves que incorporaban esta macrófita a su dieta como fuente principal de alimentación (Di Marzio & McInnes, 2005; Artacho *et al.*, 2007; Soto-Gamboa *et al.*, 2007). Diversos estudios sugieren que estos eventos se relacionan con

alteraciones en características físico-químicas del agua, aparentemente vinculadas al establecimiento de una planta de celulosa y la descarga de desechos al río (Díaz *et al.*, 2006; *et al.*, 2007 a,b; Lagos *et al.*, 2008).

Transcurridos ya nueve años, en el presente informe se analizan anualmente las abundancias de avifauna, como una aproximación para evaluar la recuperación de las condiciones previas a los sucesos acontecidos durante 2004.

Objetivos

- Estudiar las variaciones de los tamaños poblacionales de la avifauna más representativas dentro del humedal del río Cruces y ríos tributarios.
- Determinar si, además de herbívoros, ha existido algún efecto negativo sobre las poblaciones de aves piscívoras en la localidad.
- Evaluar recuperación y restauración en términos de riqueza y abundancia de especies, utilizando la información existente de los censos efectuados hasta la actualidad.
- Estudiar la variabilidad espacio temporal del Cisne de cuello negro en el área de estudio.

Material y método

Se utilizaron los registros de censos mensuales de aves presentes en el humedal, proporcionados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) llevados a cabo mensualmente desde el año 1998 al presente. Para realizar análisis comparativos se calcularon las abundancias promedio, las que fueron agrupadas en dos bloques temporales: 1998-2004 y 2005-2012.

Se realizó una división artificial del humedal en 8 sectores (Fig. 6.3.35), cuatro de ellos (2, 4, 6 y 8) se ubican a lo largo del eje central del río Cruces, mientras que los restantes (1, 3, 5 y 7) corresponden a ríos tributarios a éste. Esta zonificación se utilizó al momento de analizar la variabilidad espacial de las abundancias de 4 especies piscívoras: Garza Chica (*Egretta thula*), Garza Cuca (*Ardea coco*), Garza Grande (*Ardea alba*), Huala (*Podiceps major*) y dos herbívoras: Tagua (*Fulica armillata*) y Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*).

Con la finalidad de evaluar diferencias en las distintas áreas y entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012, se realizó un ANDEVA de dos vías y una prueba *a posteriori* de Tuckey. Además se realizó un Test no pareado de t, para comparar el número total de individuos censados de las especies menos abundantes y con mayor variabilidad estacional, en los mismos bloques temporales.

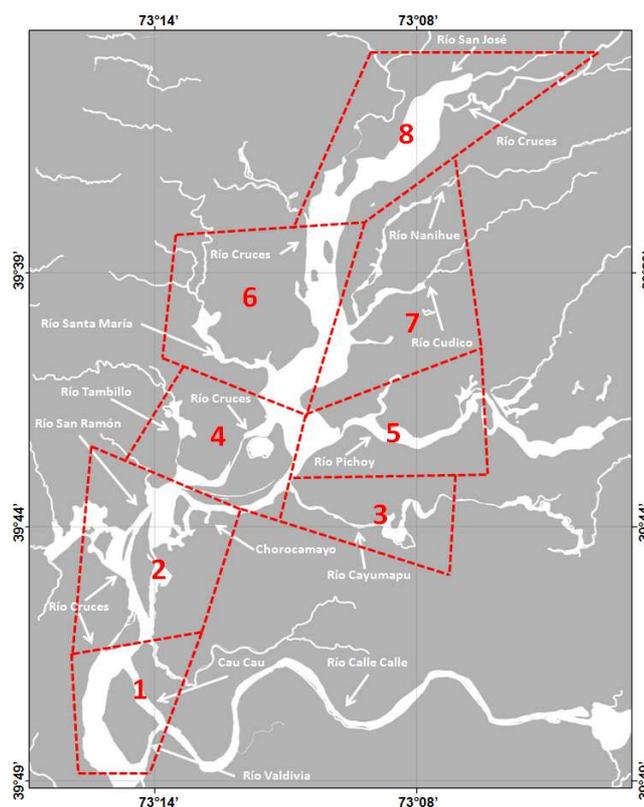


Figura 6.3.35. Ubicación de los ocho sectores delimitados en el río Cruces y ríos tributarios para analizar los datos de los censos de CONAF.

Resultados

Generalidades

Las abundancias de la flora y fauna, varían tanto geográficamente como temporalmente dentro de una misma área, obedeciendo a múltiples factores tales como la disponibilidad de recursos, competidores, depredadores, densidad, etc. (Begon *et al.* 2006). Sin embargo, cuando se generan cambios en un ecosistema, ya sea por causas naturales o antropogénicas, las poblaciones de las distintas especies que lo componen, se enfrentan a presiones de manera diferencial (Pullin, 2002), dependiendo de la plasticidad en la respuesta que puedan generar y de sus

características y necesidades que restrinjan la capacidad de supervivencia y reproducción frente a las nuevas condiciones (Hendry *et al.* 2010), que podrían disminuir sus abundancias incluso, en algunos casos, llegando a densidades en que la población difícilmente podrá recuperarse (*v.gr.* Gaston *et al.*, 2010).

En este caso de estudio, la pérdida de cobertura vegetal, se presenta como una fuerte presión ecológica para las aves que la utilizaban como fuente principal de alimentación, las cuales respondieron migrando a zonas con mayor suministro de alimento y en ocasiones, con mortalidad por desnutrición. Este hecho se hace evidente al realizar las comparaciones interanuales de las abundancias de especies herbívoras que habitan en el humedal del río Cruces (Fig. 6.3.39 y 6.3.40).

A su vez, es posible constatar que las aves que no incorporan plantas acuáticas en su dieta como fuente principal de alimentación, no se han visto afectadas, basados en la estabilidad que presentan durante el periodo de 15 años considerado para éstos análisis (Fig. 6.3.37 y 6.3.38).

Especies piscívoras

Las cuatro especies que se examinaron en esta categoría, representan a las aves piscívoras más numerosas dentro del santuario. Sin embargo, ninguna de ellas ha superado una media anual de 30 individuos, por sector (Fig. 6.3.37 y 6.3.38). Por otro lado, se debe tener en cuenta que las desviaciones de las medias que se muestran en las Figuras, se deben principalmente a una estacionalidad asociada a la cantidad y presencia en los distintos meses del año, los que en general presentan lo más altos valores entre los meses de agosto y febrero.

No es posible visualizar un patrón claro de disminución o incremento de abundancias, que diera cuenta de la existencia de efectos poco usuales sobre las poblaciones de estas aves (Tabla 6.3.22, Fig. 6.3.36 y 6.3.37). La Garza Grande (*A. alba*), presenta la mayor densidad concentrada en el Sector 2, y en el último año se aprecian valores más altos en el Sector 4, en relación al año 2011. La misma situación es compartida con la Garza Chica (*E. thula*) que exhibe un importante aumento en 2 y 4.

La Garza Cuca (*A.cocoi*), es la que muestra la menor variabilidad interanual y la que se encuentra con las más bajas abundancias, concentrándose mayoritariamente en el Sector 4. En tanto que la Huala (*P. major*), al igual que la Garza Chica, acrecentando su densidad en el 2012 en 2 y 4, respecto al 2011.

Al realizar los análisis (ANDEVA de dos vías), se observa que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sectores, en el caso de todas las especies de piscívoras consideradas en este estudio, sugiriendo una distribución desigual de ellas en las distintas áreas (Tabla 6.3.21), la cual podría estar determinada por la disposición de recursos. Por otro lado, se encontraron diferencias significativas en las abundancias de la Garza chica y la Garza Grande entre ambos periodos los dos manifestando un incremento en 2005-2012 en relación al bloque correspondiente a 1998-2004 (Fig. 6.3.36). Si bien estos resultados pueden exhibir un verdadero crecimiento de estas poblaciones locales, al advertir los factores que podrían influenciar estos resultados tales como la alta variabilidad estacional (i.e., D.E) y el bajo número de individuos de ambas especies censados (> 30), se podría sugerir que el aumento observado para las abundancias en el segundo periodo podría corresponder sólo a unos cuantos ejemplares, los cuales no necesariamente implican un crecimiento poblacional real, teniendo en consideración, además, los elementos que afectan este tipo de muestreos (Clima, error en conteos, etc.).

Tabla 6.3.21. Resultados ANDEVA dos vías para especies piscívoras en distintos Sectores dentro del humedal del río Cruces, entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012.

Especie	Fuente de variación	GL	Cuadrados medios	Razón F	Valor P
Garza Chica	Sector	3	0,10864	4,51	0,007
	Periodo	1	0,38927	16,14	<0.0001
	Sector x Periodo	3	0,03334	1,38	0,258
	Error	52	0,02411		
Garza Cuca	Sector	3	0,055128	7,64	<0.0001
	Periodo	1	0,012723	1,76	0,1900
	Sector x Periodo	3	0,012989	1,8	0,1580
	Error	52	0,007211		
Garza grande	Sector	3	0,114209	11,97	<0.0001
	Periodo	1	0,097347	10,21	0,0020
	Sector x Periodo	3	0,010678	1,12	0,3500
	Error	52	0,009538		
Huala	Sector	3	0,06683	6,44	0,0010
	Periodo	1	0,00188	0,18	0,6720
	Sector x Periodo	3	0,00187	0,18	0,9090
	Error	52	0,01037		

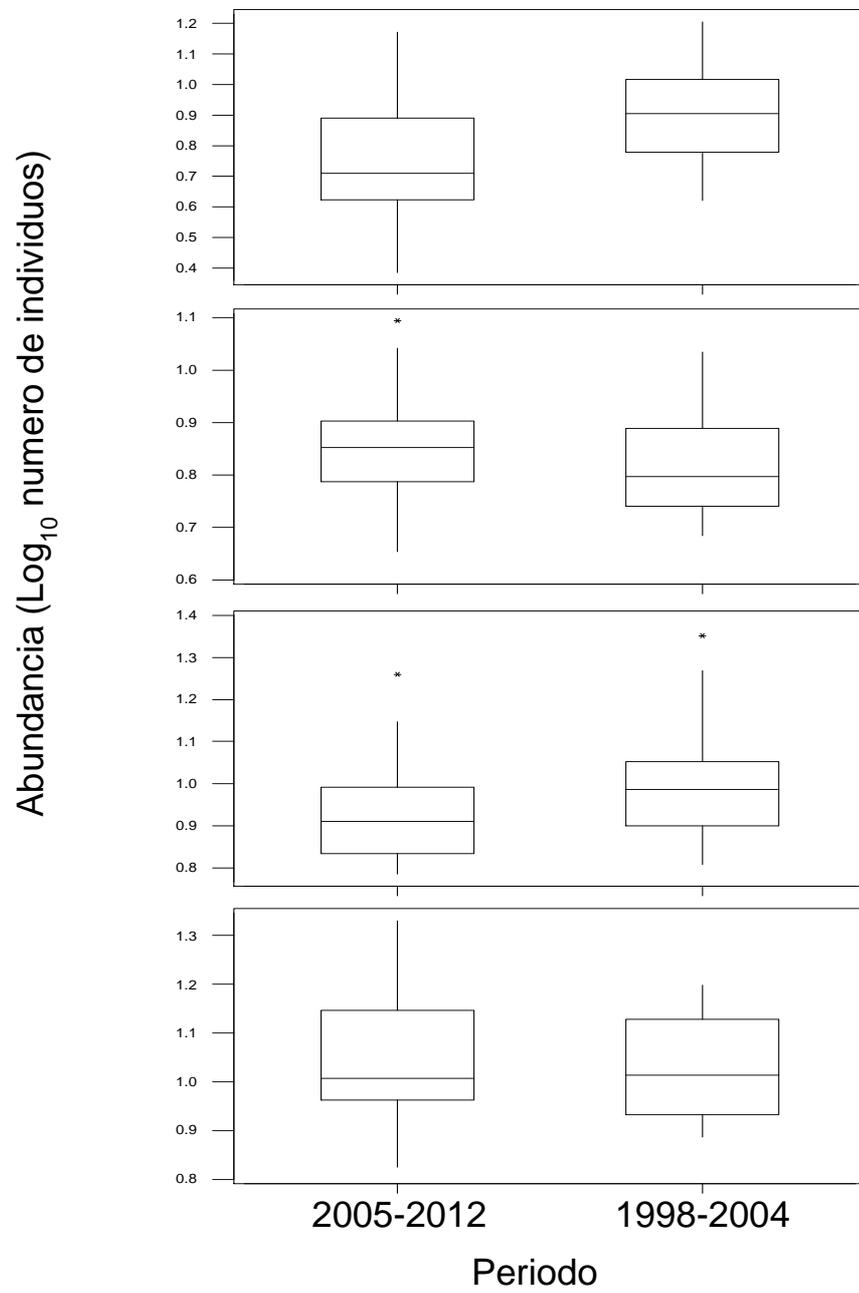


Figura 6.3.36. Resultados Test de Tuckey para especies piscívoras en el humedal del río Cruces, entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012.

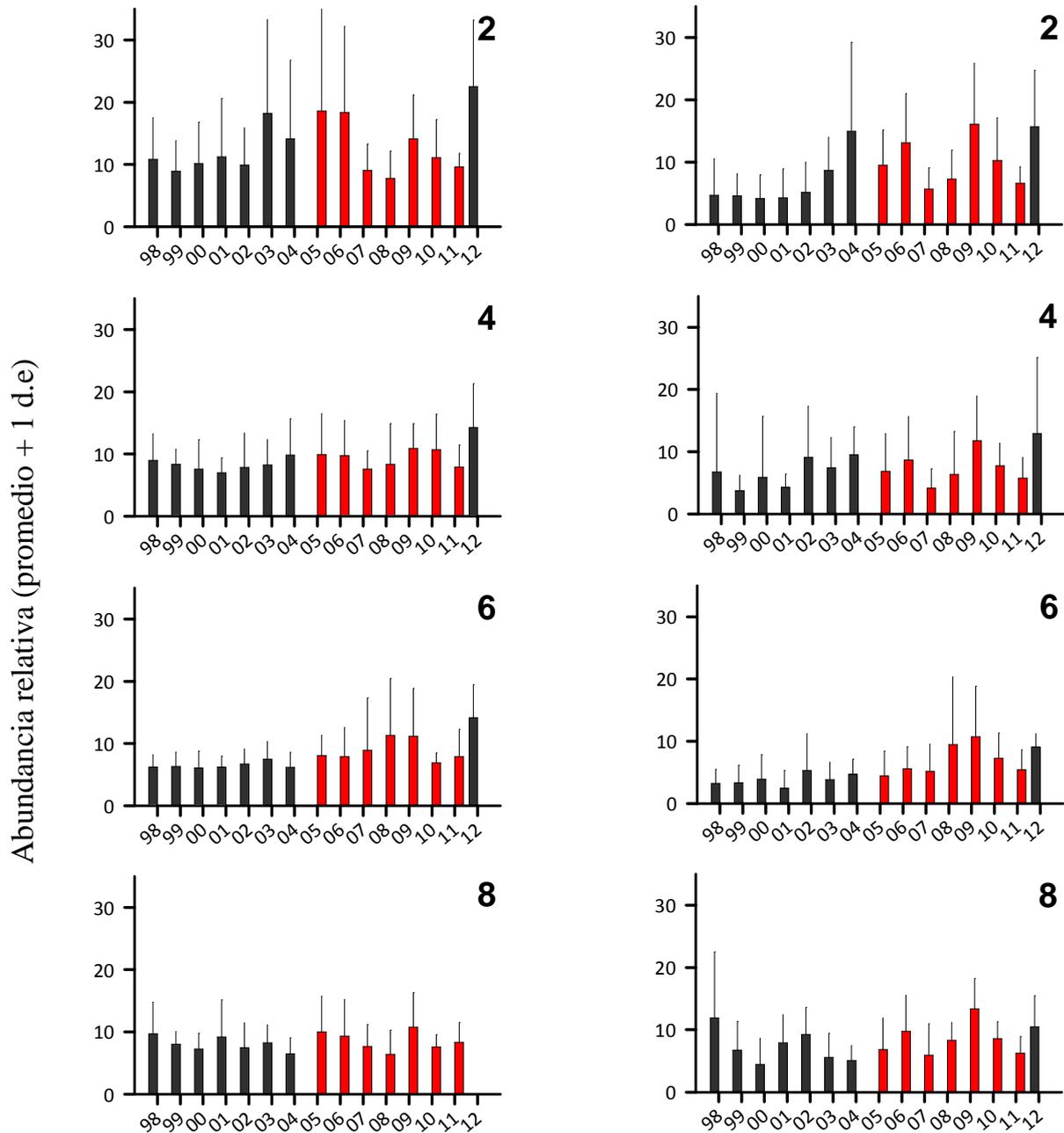
Al reparar en los factores que podrían influir en los resultados obtenidos en el ANDEVA realizado con el promedio anual de las abundancias, y para suprimir el factor de las desviaciones asociadas a los promedios, en la Tabla 6.3.22, se exhibe el total de avistamientos para las Garzas y la Huala, desde 1998. Al comparar las medias (Unpaired T-test), del total de los censos en cada periodo (1998-2004 vs 2005-2012), no se encontraron diferencias significativas para ninguna de ellas ($p > 0.05$).

Tabla 6.3.22. Número total de individuos censados anualmente de Garza Chica, Garza Grande, Garza Cuca y Huala, en todos los sectores del humedal del río Cruces. Las medias entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012 no presentan diferencias significativas ($p > 0.05$) en ninguna de las especies.

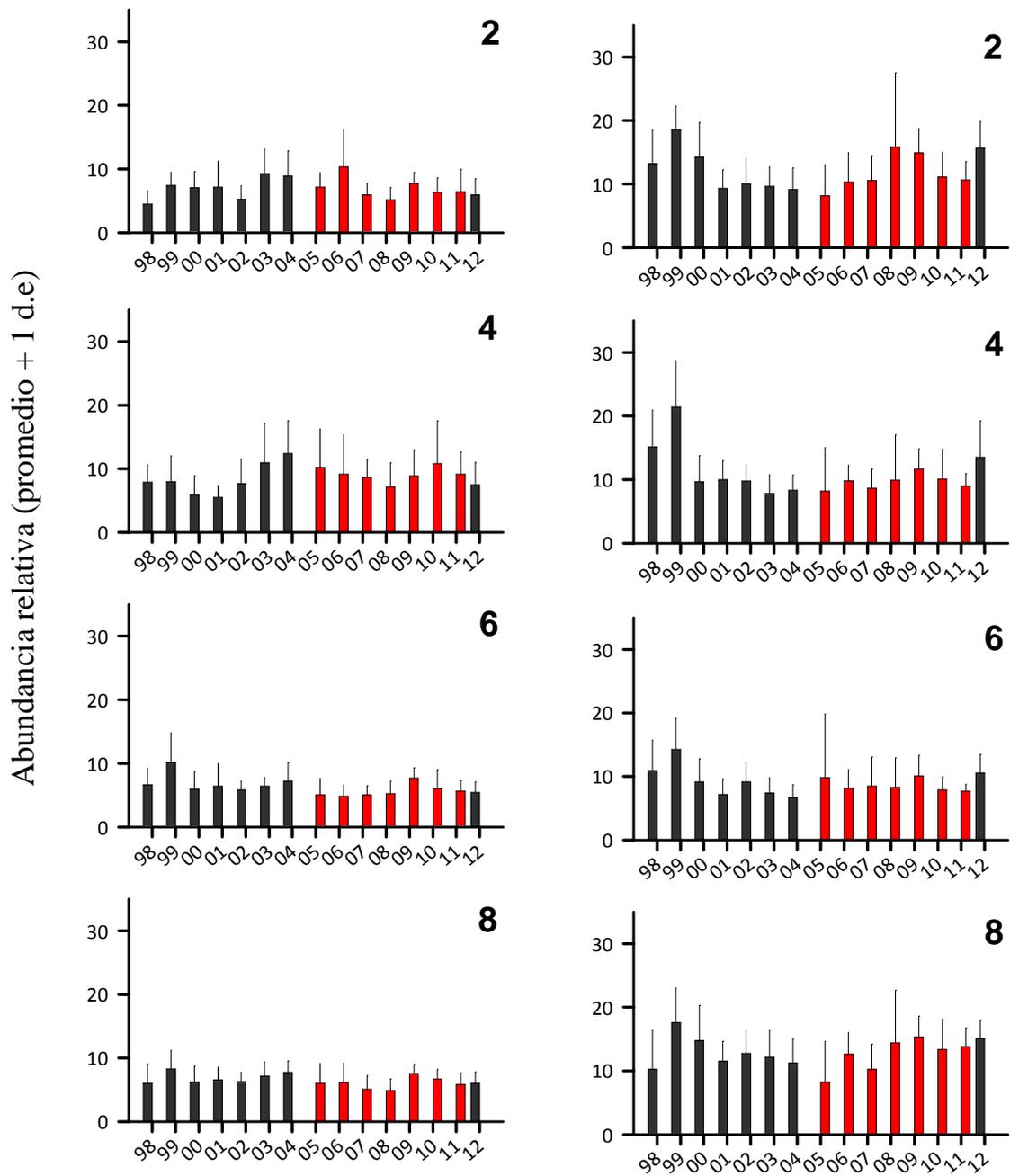
Año	Garza Chica	Garza Grande	Garza Cuca	Huala
1998	557	750	509	1008
1999	397	658	718	1467
2000	371	655	535	1032
2001	401	724	550	792
2002	583	674	510	885
2003	523	915	680	796
2004	706	760	723	750
2005	580	999	561	728
2006	786	971	622	864
2007	452	707	488	808
2008	678	712	454	1045
2009	1105	995	659	1108
2010	719	742	588	897
2011	507	715	540	880
2012	548	691	274	615
p=	0,087	0,212	0,186	0,395
G.L=	13	13	13	13

Tabla 6.3.23. Razón de cambio en especies herbívoras entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012.
 > 1= Aumento en las abundancias; < 1= Disminución en las abundancias en el segundo periodo.

Especie	Sector	1998 - 2004	2005 - 2012	Razón
				2005 - 2012/ 1998 - 2004
Garza Chica	2	6,6	10,5	1,6
	4	6,7	8,0	1,2
	6	3,8	7,1	1,9
	8	7,3	8,7	1,2
Garza Cuca	2	7,1	6,9	1,0
	4	8,3	9,0	1,1
	6	7	5,6	0,8
	8	6,9	6,1	0,9
Garza Grande	2	11,9	13,9	1,2
	4	8,3	9,9	1,2
	6	6,5	9,6	1,5
	8	8	8,9	1,1
Huala	2	12	12,2	1,0
	4	11,7	10,1	0,9
	6	9,3	8,9	1,0
	8	12,9	12,9	1,0

*Ardea alba**Egretta thula***Fi**

(Garza Chica) en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. Los valores considerados corresponden al promedio anual para cada sector. Los sectores 2, 4, 6 y 8 se ubican a lo largo del eje central del río Cruces, a la vez que los sectores 1, 3, 5 y 7, corresponden a ríos tributarios del río Cruces (cf. Fig. 6.3.35).



Figura

(Huala)

promedio anual para cada sector. Los sectores 2, 4, 6, 8 corresponden a ríos que desembocan en el río Cruces, a la vez que los sectores 1, 3, 5 y 7, corresponden a ríos tributarios del río Cruces (cf. Fig. 6.3.35).

Especies herbívoras

La gran cobertura de plantas acuáticas presentes en el sitio hasta el 2004, permitió que el humedal del río Cruces, pudiese albergar en ese entonces a una extraordinaria cantidad de Cisnes de cuello negro y Tagüas, que vivían, se desarrollaban y reproducían en el sitio, concentrándose principalmente en el área comprendida en torno al eje central del Santuario (Fig. 6.3.35).

De modo general, se hace evidente que luego de los eventos ocurridos ese año, estas poblaciones locales se vieron fuertemente afectadas por la falta de alimentos, lo que tuvo efectos sustanciales en las abundancias que se habían mantenido hasta ese momento, sin lograr a la fecha aproximarse a los tamaños poblacionales previos a la perturbación ocurrida en su hábitat. De manera que, como se ilustra en la Tabla 6.3.24, existe una importante pérdida en las abundancias de ambas especies para todos los Sectores (excepto el sector 3), llegando a drásticas disminuciones observables en algunos Sectores que sufrieron una reducción superior al 95%.

Tabla 6.3.24. Razón de cambio en especies herbívoras entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012. >1= Aumento en las abundancias; <1= Disminución en las abundancias en el segundo periodo.

Especie	Sector	1998 - 2004	2005 - 2012	Razón
				2005 - 2012 / 1998 - 2004
Cisne Cuello Negro	1	80,6	25,9	0,3
	2	796,6	130,9	0,2
	3	116,4	177,1	1,5
	4	1583,2	132,9	0,1
	5	201,8	18,2	0,1
	6	1526,7	68,2	0,0
	7	61,9	10,0	0,2
	8	719,1	42,7	0,1
Tagüa	1	954,5	10,1	0,0
	2	3909,4	136,1	0,0
	4	3921,5	124,2	0,0
	6	1074,8	73,8	0,1
	8	708,0	22,8	0,0

Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*)

La alimentación del Cisne de Cuello negro, es estrictamente herbívora y en la localidad, se constató en años anteriores, que el 91.9 % de la dieta está compuesta por la macrófita *E. densa* (Luchecillo), la cual es consumida por esta especie en grandes cantidades debido a la capacidad limitada que tienen de digerir la fibra y celulosa presente en esta planta (Corti & Schlatter, 2002).

Hasta el año 2004, el Santuario era reconocido ser el principal sitio de reproducción del Cisne de Cuello Negro, la cual a pesar de variaciones en sus abundancias por efectos estacionales e interanuales generadas por sucesos climáticos, se mantenía en aumento en el área de estudio (Schlatter *et al.*, 2002). Sin embargo, la pérdida de cobertura vegetal (Pinochet *et al.*, 2004), generó una cascada de eventos en el humedal, teniendo como resultado una drástica reducción a partir del 2004 en las abundancias del Cisne de cuello negro, a causa mayoritariamente de las emigraciones, las que fueron desde un promedio de 8.222 (D.E \pm 3663,43) en los periodos previos a dichos acontecimientos a 716,33 (D.E \pm 298,44) durante 2004-2005. En el 2012, se aproxima a 1.327,25 (D.E \pm 463,87).

Tabla 6.3.25. Promedios anuales de abundancias de Cisne de cuello negro en Sectores del humedal del río Cruces.

Año	Sector 1	Sector 2	Sector 3	Sector 4	Sector 5	Sector 6	Sector 7	Sector 8
1998	173	486	47	980	142	1175	30	647
1999	106	599	0	1933	140	1499	40	531
2000	96	552	49	2218	200	1782	38	867
2001	38	600	101	1496	230	1417	50	767
2002	65	1319	83	1751	237	1490	46	786
2003	44	1031	153	1609	253	1766	34	834
2004	42	989	382	1095	211	1558	197	601
2005	13	55	269	43	29	57	36	52
2006	6	58	260	45	32	78	16	56
2007	11	86	169	113	26	79	3	34
2008	21	194	196	96	21	9	1	19
2009	72	117	106	27	10	21	0	27

2010	32	120	94	182	9	34	2	38
2011	24	125	68	105	11	84	2	27
2012	28,3	292,3	254,8	451,9	7,6	183,3	20,3	88,8

En el año 2005, las abundancias promedio se vieron fuertemente afectadas principalmente en los sectores 2, 4, 6 y 8, en los que se concentraban la mayor cantidad de Cisnes, disminuyendo de valores cercanos a 1000 hasta medias no superiores a 60 individuos. Por otro lado, al considerar los promedios para el 2012, se observa que, en relación a los años anteriores, el número de avistamientos ha aumentado de manera considerable, especialmente en 2, 4 y 6 (Tabla 6.3.25).

Sin embargo, en las áreas 2, 4, 6 y 8, no se han reestablecido los valores previos a los acontecimientos del 2004 (Fig. 6.3.39), siendo el sitio 4 (Puerto Claro) el que pareciera mostrar la recuperación más consistente, en tanto que las regiones pertenecientes a ríos tributarios se han mantenido invariables.

Acorde a lo previamente expuesto, los resultados de los análisis de ANDEVA muestran diferencias significativas tanto en los distintos periodos como entre sectores y la interacción entre estos factores (Tabla 6.3.26), los cuales son detallados mediante el Test de Tuckey (Tabla 6.3.27) exhibiendo a modo general que las diferencias se encuentran entre los sectores correspondientes al eje central del río Cruces y los de ríos tributarios, y se puede constatar con claridad que a pesar de la distribución heterogénea de esta especie, todas las áreas consideradas fueron perjudicadas, en este contexto.

Tabla 6.3.26. Resultados ANDEVA dos vías para Cisne de cuello negro en distintos Sectores dentro del humedal del río Cruces, entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012.

Fuente de variación	GL	Cuadrados medios	Razón F	Valor P
Sector	7	34083	40,61	<0.0001
Periodo	1	237068	282,45	<0.0001
Sector x Periodo	7	0,9908	11,8	<0.0001
Error	102	0,0839		

Tabla 6.3.27. Resultados del Test de Tuckey para Cisne de cuello negro, en los sectores considerados en el humedal del río Cruces. La diferencia es negativa cuando las abundancias en el sitio $i < \text{sitio } j$.

Sector i	Sector j	Diferencias (i-j) ¹	Valor de P	Intervalo de confianza del 95%	
1	2	0,889	<0.0001	0,5606	121.734
1	3	0,5296	<0.0001	0,194	0,86516
1	4	0,9977	<0.0001	0,6693	132.602
1	5	0,1713	0,740	-0,1571	0,49965
1	6	0,8614	<0.0001	0,5331	118.982
1	7	-0,3611	0,024	-0,6949	-0,02729
1	8	0,642	<0.0001	0,3136	0,97033
2	3	-0,359	0,027	-0,695	-0,0238
2	4	0,109	0,970	-0,22	0,4371
2	5	-0,718	<0.0001	-1.046	-0,3893
2	6	-0,028	1,000	-0,356	0,3008
2	7	-1.250	<0.0001	-1.584	-0,9163
2	8	-0,247	0,288	-0,575	0,0814
3	4	0,4681	0,001	0,132	0,8037
3	5	-0,3583	0,028	-0,694	-0,0227
3	6	0,3319	0,055	-0,004	0,6675
3	7	-0,8907	<0.0001	-1.232	-0,5498
3	8	0,1124	0,968	-0,223	0,448
4	5	-0,826	<0.0001	-1.155	-0,498
4	6	-0,136	0,903	-0,465	0,192
4	7	-1.359	<0.0001	-1.693	-1.025
4	8	-0,356	0,024	-0,684	-0,027
5	6	0,6902	<0.0001	0,3618	10.185
5	7	-0,5324	<0.0001	-0,8662	-0,1986
5	8	0,4707	0,001	0,1423	0,7991
6	7	-1.223	<0.0001	-1.556	-0,8887
6	8	-0,219	0,441	-0,548	0,1089
7	8	1.003	<0.0001	0,6693	1.337

Cygnus melancoryphus
"Cisne Cuello Negro"

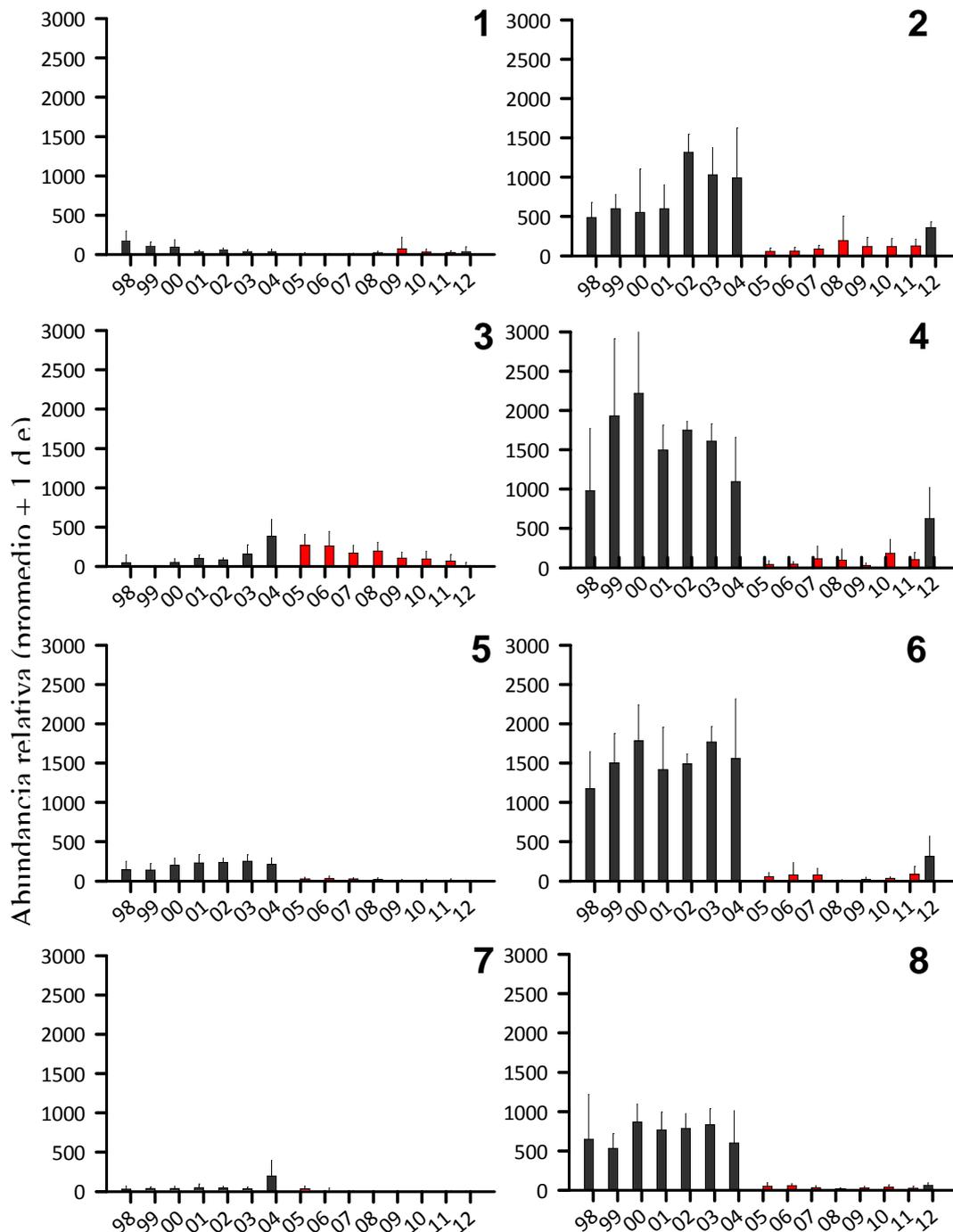


Figura 6.3.39. Variación interanual de las abundancias de *C. melancoryphus* (Cisne de cuello negro) en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. Los valores considerados corresponden al promedio anual para cada sector. Los sectores 2, 4, 6 y 8 se ubican a lo largo del eje central del río Cruces, a la vez que los sectores 1,3,5 y 7, corresponden a ríos tributarios del río Cruces (cf. Fig. 6.3.35).

Tagüa Común (*Fulica armillata*)

La Tagüa Común correspondía a la especie más numerosa históricamente en el humedal del río Cruces. A pesar de que recientemente se ha puntualizado para esta ave el consumo de pequeños cangrejos en la localidad de Mar Chiquita en Argentina (García *et al.*, 2008), la alimentación de las Tagüas se ha descrito como preferentemente herbívora, y en el sitio de estudio como consumidora de *E. densa* (UACH, 2005). Por lo tanto, al igual que el Cisne de Cuello Negro, sus abundancias se vieron afectadas en la misma sincronía de la pérdida de cobertura vegetal, especialmente de *E. densa*, presentando fuertes reducciones desde el año 2004 en adelante (Fig. 6.3.40).

Si bien las abundancias en los años posteriores presentan valores muy reducidos, los promedios registrados para el 2012, sugieren una tendencia a la recuperación de estas poblaciones (Tabla 6.3.28).

Tabla 6.3.28. Promedios anuales de abundancias de Tagüa Común en Sectores del humedal del río Cruces.

Año	Sector 1	Sector 2	Sector 4	Sector 6	Sector 8
1998	625	3705	3258	957	500
1999	1717	5246	6233	1242	844
2000	1210	4958	4736	995	899
2001	844	4085	3993	858	692
2002	941	3803	3608	814	758
2003	754	3021	2790	772	684
2004	591	2548	2833	1886	579
2005	40	322	352	328	83
2006	17	147	123	55	32
2007	12	152	90	33	12
2008	10	73	41	16	9
2009	2	40	31	12	9
2012	0	88	53	27	10
2011	0	37	33	12	8
2012	0,00	229,83	270,75	107,42	19,58

Se obtuvieron diferencias significativas tanto en los valores de abundancia para los dos periodos, como en la distribución por sectores de esta ave (Tabla 6.3.29). Sus mayores densidades se concentran en las áreas del efluente principal, específicamente en los sectores 2 y 4, sin presentar diferencias significativas entre ambos (Tabla 6.3.30). A pesar de que se aprecia que las abundancias varían en función de los sectores y el periodo, no se encontraron valores significativos para la interacción entre los factores.

Tabla 6.3.29. Resultados ANDEVA dos vías para Tagüa en distintos Sectores dentro del humedal del río Cruces, entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012.

Fuente de variación	GL	Cuadrados medios	Razón F	Valor P
Sector	4	21.083	21.72	<0.000
Periodo	1	475.282	489.63	<0.000
Sector x Periodo	4	0.0977	1.01	0.411
Error	62	0.0971		

Tabla 6.3.30. Resultados Test de Tuckey para Tagüa, en los sectores considerados en el humedal del río Cruces. 1 La diferencia es negativa cuando las abundancia en el sitio i < sitio j.

Sector i	Sector j	Diferencias (i-j) ¹	Valor de P	Intervalo de confianza del 95%	
1	2	0.80524	<0.0000	0.4635	11.470
1	4	0.75202	<0.0000	0.4103	10.938
1	6	0.29605	0.1205	-0.0457	0.6378
1	8	0.02446	0.9996	-0.3173	0.3662
2	4	-0.0532	0.9900	-0.373	0.2669
2	6	-0.5092	<0.0003	-0.829	-0.1891
2	8	-0.7808	<0.0000	-1.101	-0.4607
4	6	-0.4560	0.0016	-0.776	-0.1359
4	8	-0.7276	<0.0000	-1.048	-0.4075
6	8	-0.2716	0.1340	-0.5917	0.04848

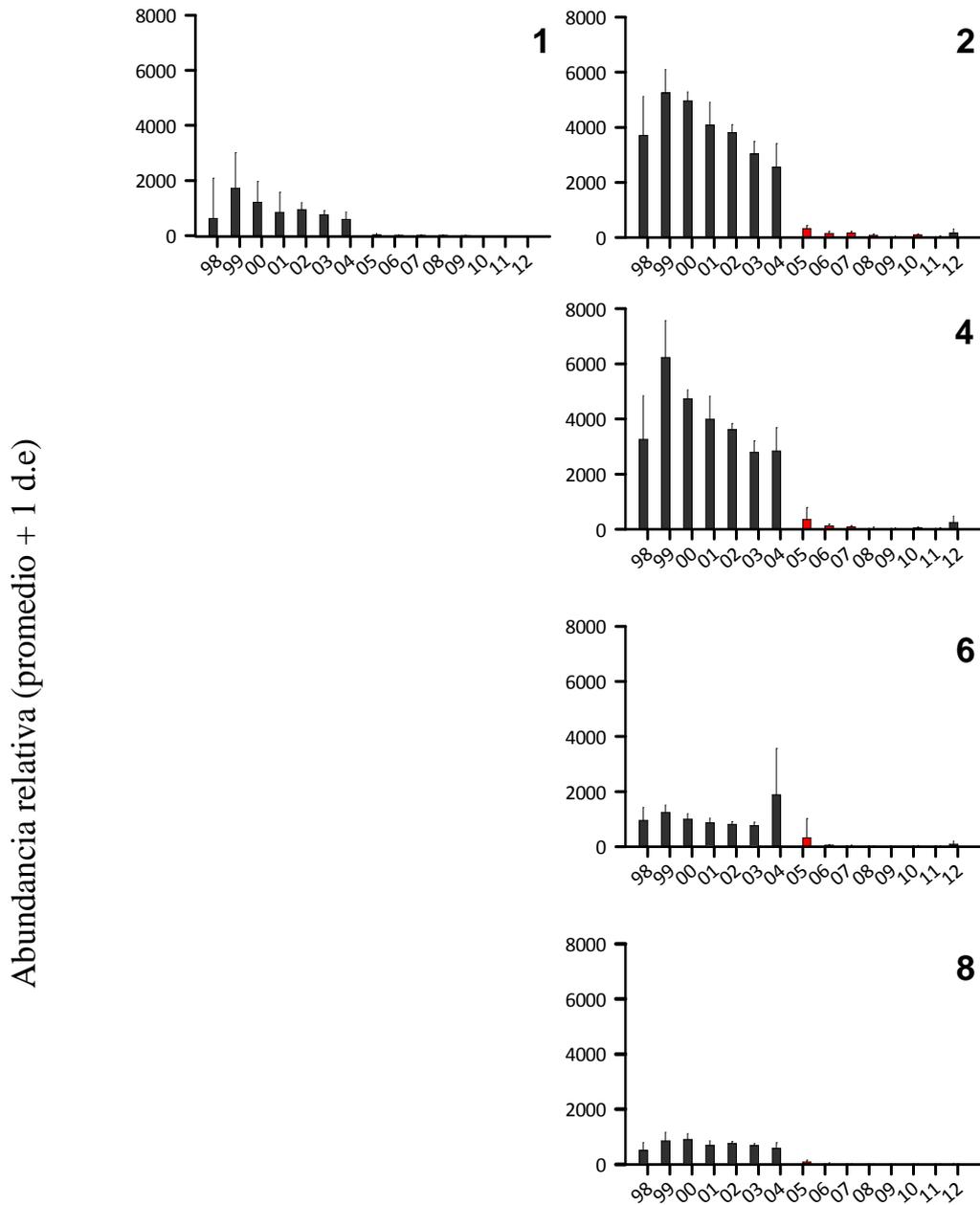
Eulia armillata

Figura 6.3.40. Variación interanual de las abundancias de *F. armillata* (Tagüa) en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. Los valores considerados corresponden al promedio anual para cada sector. Los sectores 2, 4, 6 y 8 se ubican a lo largo del eje central del río Cruces, a la vez que los sectores 1,3,5 y 7, corresponden a ríos tributarios del Río Cruces (cf. Fig. 6.3.35).

Conclusiones

Si bien se encontraron diferencias significativas en dos especies piscívoras al comparar las abundancias entre los periodos 1998-2004 y 2005-2012, las medias poblacionales no han variado substancialmente en conjunto con las perturbaciones ocurridas en el humedal, manteniéndose en su mayoría dentro de rangos constantes por lo tanto, se sugiere que dichas variaciones no se relacionan con los eventos ocurridos durante el año 2004.

Las abundancias poblacionales de las aves herbívoras muestran una drástica reducción a partir del año 2004, lo que da cuenta de un evento de reducción anormal.

La sincronía entre las disminuciones de las abundancias de aves herbívoras y la pérdida de cobertura vegetal, contrapuesto con la estabilidad observada en piscívoros, se muestran consistentes con los estudios relacionados con la disminución en la biomasa de *Egeria densa* ("luchecillo"), debido a eventos de cambios en calidad de agua que ocurrieron durante el año 2004 que tendrían efectos directos sobre las especies que la utilizaran como fuente principal de alimentación (UACH – CONAMA 2005).

Los promedios de las abundancias del año 2012 para aves herbívoras en contraposición a los años anteriores, sugieren el inicio de la recuperación de las poblaciones del Cisne de cuello negro y la Tagüa en algunos sectores del humedal. En este contexto, se sugiere que a su vez las condiciones ambientales en el Santuario están cambiando, entre ellas, la biomasa de macrófitas acuáticas, alimento de estas aves herbívoras.

Referencias.

- Artacho P., Soto-Gamboa M., Verdugo C. & Nespolo R. (2007a). Blood biochemistry reveals malnutrition in black-necked swans (*Cygnus melanocoryphus*) living in a conservation priority area. *Comparative Biochemistry and Physiology, A*, 146: 283-290.
- Artacho P., Soto-Gamboa M., Verdugo C. & Nespolo R. (2007b). Using haematological parameters to infer the health and nutritional status of an endangered black-necked swan population. *Comparative Biochemistry and Physiology, A*, 147: 1060-1066.
- Begon, Townsend, C & John Harper, J. (2006). Ecology: from individuals to ecosystems, 4th. edition, United Kindom, Blackwell Publishing Ltd, 752 pp.
- Carbonell, M. (1997). The Neotropical Region: An Overview of Neotropical Wetlands. (En: Halls, A.J. (ed.), 1997. Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The Role of the Convention on Wetlands in the Conservation and Wise Use of Biodiversity. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.) Cap.6.
- Corti, P., & Schlatter R. (2002). Feeding ecology of the black-necked swan *Cygnus melanocoryphus* in two wetlands of southern Chile. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 37: 9-14.
- Dar I.A. & Dar M.A. (2009). Seasonal Variations of Avifauna of Shallabug Wetland, Kashmir. *Journal of Wetlands Ecology*, 2: 20-34.
- Di Marzio W. & McInnes R. (2005). Misión Consultiva Ramsar: Chile (2005), Informe de Misión Santuario Carlos Anwandter (Río Cruces), Chile.
- Díaz F., Yáñez L., Femenias C., González C., Huss E, Mayorga I, Galaz J.L., Figueroa L. & Puentes O. (2006). Plan Integral de Gestión Ambiental del Humedal de Río Cruces. Corporación Nacional Forestal, Valdivia, Chile.

García G.O., Favero M. & Mariano-Jelicich R. (2008). Red-gartered Coot *Fulica armillata* feeding on the grapsid crab *Cyrtograpsus angulatus*: advantages and disadvantages of an unusual food resource. *Ibis* 150: 110-114

Gaston M.A., Fuji A., Weckerly F.W. & Forstner M.R.J. 2010. Potential Component Allee Effects and Their Impact on Wetland Management in the Conservation of Endangered Anurans. *PLoS ONE* 5(4): e10102

Hendry, A.P., Lohmann L.G., Conti E., Cracraft J., Crandall K.A., Faith D.P., Häuser C., Joly C.A., Kogure K., Larigauderie A., Magallón S., Moritz C., Tillier S., Zardoya R., Prieur-Richard A., Walther B.A., Yahara T. & Donoghue M.J. 2010. Evolutionary Biology in biodiversity science, conservation, and policy: a call to action. *Evolution*, 64-5: 1517-1528

Lagos N.A., Paolini P., Jaramillo E., Lovengreen C., Duarte C., & Contreras H. (2008). Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the Rio Cruces wetland, Chile. *Wetlands*, 28: 938-950.

Pullin, A.S. 2002. *Conservation Biology*. New York, Cambridge University Press. Pp. 53-77.

Schlatter, R., R. Navarro, and P. Corti. (2002). Effects of El Niño Southern Oscillation on numbers of black-necked swans at Cruces River Sanctuary, Chile. *Waterbird* 25 (Special Publ. 1): 114-122

Soto-Gamboa M., Lagos N., Quiroz E., Jaramillo E., Nespolo R. & Casanova-Katny A. (2007). Causes of the disappearance of the aquatic plant *Egeria densa* and black-necked swans in a Ramsar sanctuary: comment on Mulsow & Grandjean (2006). *Ethics in Science and Environmental Politics* ESEP 2007: 7-10.

Pinochet D., Ramírez C., MacDonald R. & Riedel L. (2004). Concentraciones de elementos minerales en *Egeria densa* planch. Colectada en el Santuario de la naturaleza Carlos Anwandter, Valdivia, Chile. 80. *Agro Sur* 32: 80-86.

UACH (2005). Historia natural y ecología poblacional del Cisne de cuello negro *Cygnus melancoryphus*. En: Informe final: "Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia". Convenio Complementario Específico N° 1210-1203/2004-12-4.

6.3.6) OBJETIVO ESPECÍFICO 11: EVALUAR EL ESTADO SANITARIO ACTUAL DE LOS CISNES DE CUELLO NEGRO EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

El Santuario de la Naturaleza e Investigación Científica “Carlos Anwandter”, fue declarado sitio Ramsar y sitio de alta prioridad para la conservación desde 1981 (sitio RAMSAR N°6CL001). Hasta el año 2003, este lugar representaba uno de los sitios de reproducción y nidificación más grandes de las poblaciones del Cisne de cuello negro en Chile. Sin embargo, la drástica reducción de las poblaciones de esta especie registradas por CONAF y que se inició a mediados del año 2004, además de la mortalidad de cientos de individuos y la migración de alrededor de la mitad de la población a otros lugares del centro sur de Chile, evidenció un cambio significativo en el ecosistema. Debido a esto, se realizaron durante ese año y parte del 2005 estudios para establecer el estado de salud fisiológica en los cisnes presentes en el humedal desde comienzos del año 2004. En dicho estudio (Artacho *et al.*, 2005) se realizó un monitoreo mensual de variables morfológicas, bioquímicas y hematológicas, que permitieron determinar el estado de salud de los individuos para ese momento. Los resultados encontrados en 2004 sugieren que las aves estaban en etapa inicial de desnutrición, con una baja en peso y condición nutricional de hasta un 20 a 25 % con respecto a comienzos de año.

Actualmente, los censos de CONAF han registrado que la población de Cisne de cuello negro del Santuario se está recuperando, evidenciado también por un aumento en los sitios de nidificación y la observación de parejas con polluelos en el período reproductivo. Con el fin de establecer el estado de salud fisiológica actual en una muestra representativa de los cisnes presentes actualmente en el santuario de la naturaleza, y comparar con los parámetros evaluados en el 2004,

se realizó un muestreo durante febrero de 2012 para analizar variables morfológicas, bioquímicas y hematológicas en 31 aves adultas.

Objetivos específicos

- Evaluar el estado sanitario actual del Cisne de cuello negro en el humedal del Río Cruces y ríos tributarios.
- Realizar comparaciones históricas del estado sanitario actual de los cisnes con el de los años 2004-2005.

Material y métodos

Recolección de muestras de sangre

Se extrajo aproximadamente 5 ml de sangre desde la vena humeral de 31 individuos adultos de cisnes, clínicamente sanos y capturados durante febrero de 2012 en los sectores de Punucapa y Santa Clara (ca. Isla Rialejo), a pocos kilómetros de Valdivia. Las aves fueron capturadas mediante una red desde un bote a motor; posteriormente, las aves capturadas fueron llevadas a un corral confeccionado especialmente para el mantenimiento de las mismas durante la obtención de las muestras.

Las muestras de sangre fueron mantenidas en tubos con EDTA (hematología y perfil bioquímico), a 4°C y procesadas en el Laboratorio de Patología Clínica de la Facultad de Medicina Veterinaria de la Universidad Austral de Chile, durante el mismo día de obtención. Posterior a la obtención de las muestras, las aves fueron sexadas, individualizadas con un anillo numerado, pesadas y medidas (longitud total, longitud alar y envergadura). Se determinó un total de 12 variables bioquímicas y 6 variables hematológicas (Tablas 6.3.31 y 6.3.32).

Tabla 6.3.31. Variables bioquímicas estudiadas en la sangre de *Cygnus melanocoryphus*. Abreviación en paréntesis.

Variable	Definición	Significado y respuesta durante el ayuno
Metabolismo lipídico		
Beta-hydroxy-butirato (BHB) (mmol/L)	Cuerpo cetónico, producto del metabolismo de las grasas.	Catabolismo de las grasas. Representa uso de grasas como fuente de energía.
Triglicéridos (TG) (mmol/L)	Deposición de grasas circulantes no metabolizadas.	Representa reservas energéticas.
Metabolismo proteico		
Albumina (ALB) (g/L)	Fuente de energía en el caso de agotamiento de glicógeno y reservas lipídicas	Disminuye
Globulinas (GL) (mmol/L)	Proteínas de fase aguda	Aumenta en infecciones crónicas o enfermedades inflamatorias
Proteínas totales (PRO) (g/L)	Síntesis de proteínas y degradación	Disminuye
Urea (mmol/L)	Catabolismo de proteínas, producto final del metabolismo de las proteínas en aves y mamíferos.	Aumenta y representa uso de proteínas como fuente energética
Acido úrico (mmol/L)	Catabolismo de proteínas y producto final del metabolismo de las proteínas en reptiles y aves	Aumenta y representa uso de proteínas como fuente energética
Metabolismo carbohidratos		
Glucosa (mmol/L)	Principal metabolito del metabolismo de carbohidratos, combustible para las células y esencial para tejidos nervioso y cardíaco	La disminución representa un desbalance grave, que puede provocar la muerte por shock hipoglucémico
Enzimas		
Aspartato aminotransferasa (AST) (IU/L)	Daño hepatocelular	Aumenta, función hepática
Creatin kinasa (CK) (IU/L)	Enzima muscular que cataliza la producción de ATP y creatinina en los músculos	Aumenta cuando la inanición induce esfuerzo locomotor adicional por búsqueda de alimento
Creatinina (CRE) (IU/L)	Funcionamiento de los riñones	Aumenta
Gamaglutamil transpeptidasa (GGT) (IU/L)	Función hepática y problemas biliares	Aumenta obstrucción conductos biliares y daño hepático

Tabla 6.3.32. Variables hematológicas estudiadas en la sangre de *Cygnus melanocoryphus*.
Abreviación en paréntesis.

Variable	Significado	Significado y respuesta durante el ayuno
Hemoglobina (Hb)	Concentración total de hemoglobina en la sangre	Capacidad de transporte de oxígeno. Se ve afectada por desnutrición y/o deficiencia en hierro. Disminuye.
Hematocrito% (VGA=volumen glomerular agregado)	Porcentaje volumétrico de la sangre que son glóbulos rojos. Se expresa como%	Capacidad de transporte de oxígeno. Se ve afectado por la concentración osmótica del plasma. Disminuye.
Recuento total de glóbulos rojos y blancos (RGR y RGB)	Permite determinar el número total de eritrocitos y leucocitos por volumen de sangre.	Capacidad de transporte de oxígeno y estado del sistema inmunológico, respectivamente.
Volumen corpuscular medio (VCM)	Representa el volumen promedio de los eritrocitos. Se estima por la razón entre VGA y RGR.	Es afectado por la osmoralidad del plasma.

Análisis bioquímicos

Las muestras fueron centrifugadas y el plasma resultante se analizó mediante un procedimiento automatizado (Cobas - Mira - Plus, Roche Diagnostics Corporation; (Estridge *et al.*, 2000)). La actividad plasmática de las enzimas fue estimada por métodos cinéticos a 37°C. La glucosa y los triglicéridos fueron determinados mediante métodos enzimáticos GPO-PAP y GOD-PAD respectivamente.

Análisis hematológicos

En general se compararon cada una de las variables evaluadas entre los años 2004 - 2005 y 2012. Se tomaron en cuenta las variables evaluadas con la misma metodología en los tres años comparados. Se comparó estadísticamente las muestras con un análisis de varianza (ANDEVA) de dos vías tomando el sexo y el

tiempo como factores. Cuando se encontraron diferencias significativas entre promedios se realizó una prueba *a posteriori* de Tukey.

Resultados

Masa corporal

La masa corporal fue diferente entre sexos. Los resultados del muestreo de febrero de 2012 muestran que machos y hembras, aumentaron su masa corporal, con respecto a los muestreos realizados en años anteriores. Este aumento en la masa corporal fue más evidente en machos que en hembras, en donde las aves recuperaron la masa corporal con valores similares a los encontrados durante Agosto de 2004 cuando el impacto sobre la población de cisnes en el área aún no era evidente. Así mismo, se encontraron diferencias entre febrero de 2012 y febrero de 2005 (Fig. 6.3.41). Finalmente, se evidenció una reducción en la masa corporal a través del tiempo y una recuperación de esta en febrero de 2012.

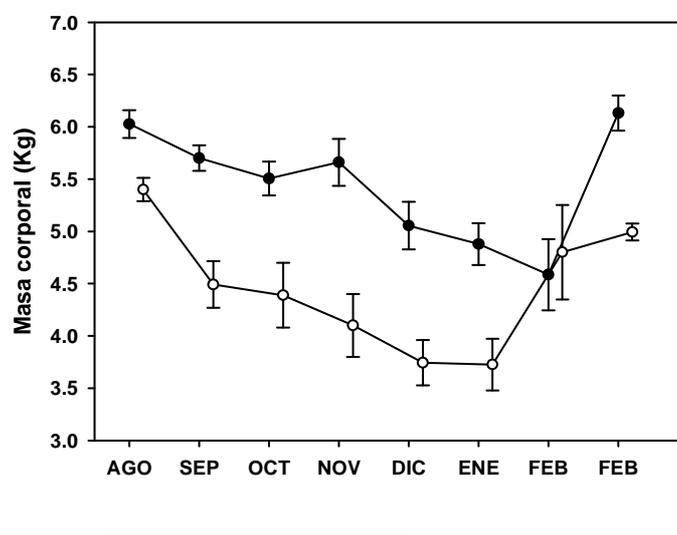


Figura 6.3.41. Masa corporal para machos (círculos negros) y hembras (círculos blancos). Los datos se muestran como promedio de Mc (± 1 error estándar) de machos (N=107) y hembras (N=76), (los resultados de Ancova de dos vías mostraron diferencias significativa entre sexos y entre meses-años muestreados, Test de Tukey * P<0.05, ** P<0.001).

Parámetros bioquímicos

Metabolismo lipídico

Durante el muestreo realizado en febrero de 2012, los cisnes mostraron mayores valores de las variables relacionadas con el metabolismo de los lípidos. Esto fue evidente para el BHB, el cual mostró valores más altos en este mes, siendo levemente mayor en las hembras, y difirió de los valores encontrados en todos los muestreos anteriores. Los valores más altos de BHB podrían sugerir periodos de ayuno y aumento en la utilización de las grasas por medio del catabolismo lipídico. Sin embargo, el incremento de BHB en la actualidad no estaría indicando una mayor utilización de grasas en desmedro de las reservas de lípidos como los tridlicéridos v la masa corporal. los cuáles también aumentaron.

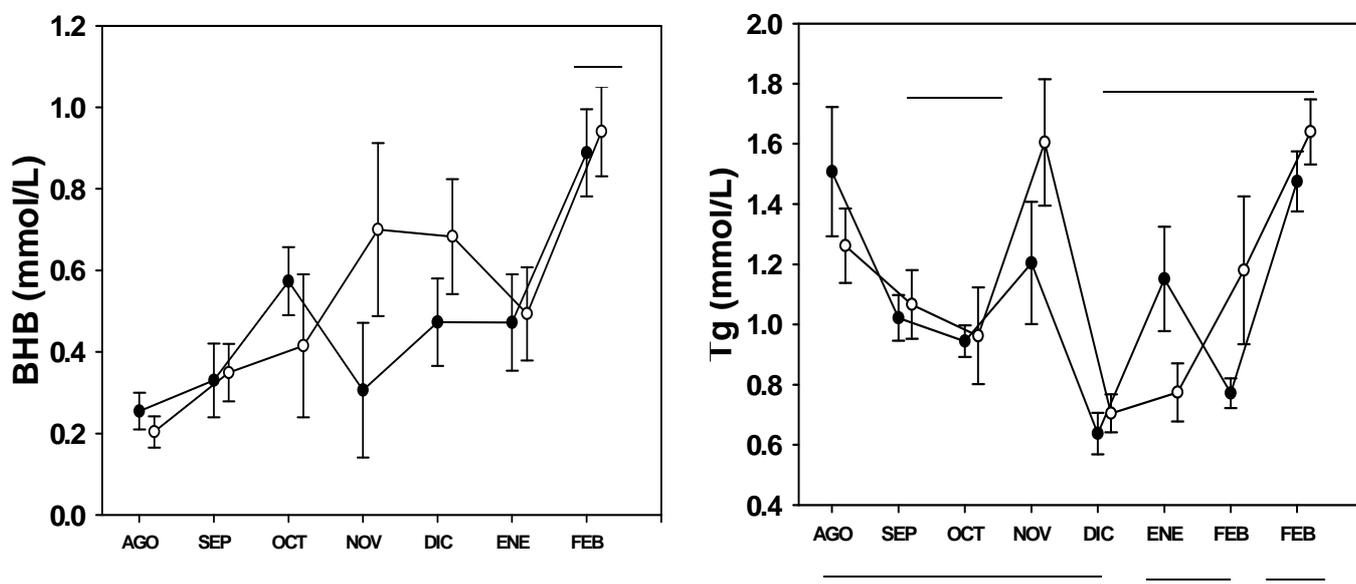


Figura 6.3.42. Concentraciones de BHB y Tg para machos (círculos negros) y hembras (círculos blancos). (a). La concentración de BHB registrados durante Febrero de 2012 fue diferente a todos los meses anteriores. (b) Tg fue diferente entre algunos meses. Los datos se muestran como promedio de las variables (± 1 error estándar) de machos (N=70) y hembras (N=58) para BHB y de machos (N=89) y hembras (N=71), para Tg. Test de Tukey * $P < 0.01$.

Teniendo en cuenta que el muestro de febrero 2012 corresponde a la época post-reproductiva (donde hay mayor demanda energética de los padres en el cuidado de las crías), es probable que los altos valores de BHB estén explicados por un aumento de las demandas energéticas en los cisnes adultos. Por otra parte, las concentraciones de triglicéridos del último muestreo fueron similares a los encontrados durante agosto y noviembre de 2004, al comienzo del muestreo. Sin embargo, durante este último mes el número de animales fue más bajo que en los otros meses, por lo que los valores encontrados podrían haber sido sobreestimados con respecto a la población. Los resultados de este estudio sugieren que en la actualidad los Cisnes de cuello negro del área de estudio presentan concentraciones de metabolitos lipídicos mayores y un aumento de la masa corporal que durante los muestreos de años anteriores, donde se evidenció inanición y problemas nutricionales en la población.

Metabolismo proteico

Las concentraciones de ácido úrico mostraron valores similares entre Agosto, septiembre y octubre de 2004, e independientemente entre noviembre y febrero. Los valores registrados durante febrero de 2012 difieren de los meses muestreados inicialmente, pero son similares a los valores obtenidos en los mismos meses del año 2005 (Fig. 6.3.43 a) las concentraciones de urea mostraron diferencias entre los primeros meses de muestro, a la vez que las de febrero de 2012 difirió solo con las del muestreo de septiembre de 2004, pero los valores fueron similares a los encontrados en el mismo mes en diferentes años (Fig. 6.3.43 b). Con excepción de febrero de 2005, la concentración de albúmina se redujo considerablemente a través de los meses muestreados, en donde febrero de 2012 presentó los valores más bajos para los dos sexos (Fig. 6.3.43 c). Por otra parte, la concentración de globulina se redujo drásticamente durante el muestreo de febrero de 2012 (Fig. 6.3.43 d). Finalmente, la concentración de proteínas fue similar entre febrero de 2005 y febrero de 2012, pero estos últimos meses mostraron diferencias con los primeros meses de muestreo que a su vez fueron similares entre sí (Fig. 6.3.43 e).

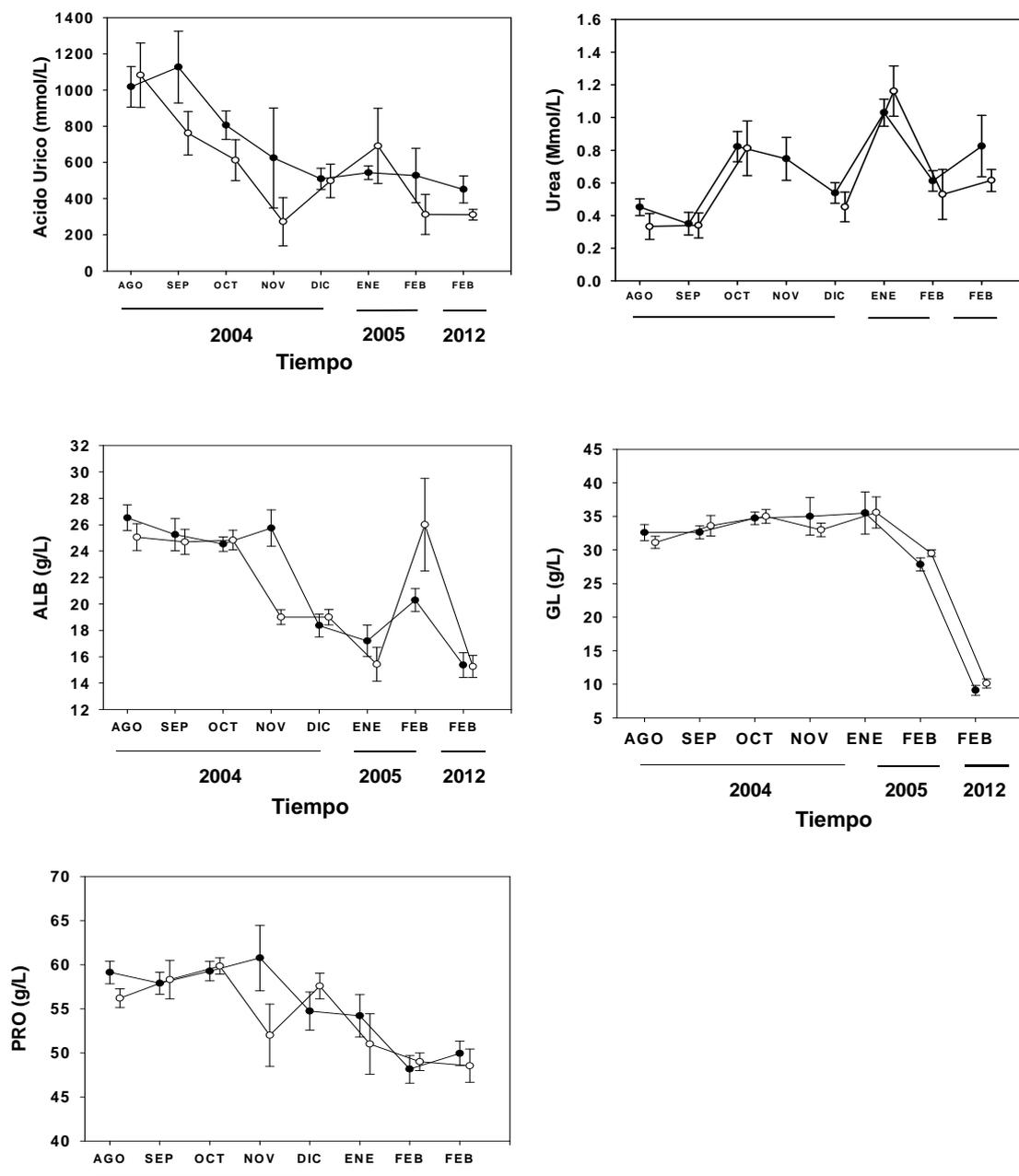


Figura 6.3.43. Concentraciones de ácido úrico, urea, ALB, GL y PRO para machos (círculos negros) y hembras (círculos blancos). Concentraciones de: (a). Ácido úrico de machos (N=94) y hembras (N=71), (b). Urea de machos (N=83) y hembras (N=65), (c). ALB de machos (N=83) y hembras (N=65), (d) GL de machos (N=58) y hembras (N=73) y PRO de machos (N=83) y hembras (N=65). Los datos se muestran como promedio de las variables (± 1 error estándar). Test de Tukey * $P < 0.01$.

Los resultados del metabolismo proteico sugieren una disminución de la concentración de los principales metabolitos relacionados con la síntesis y degradación de proteínas durante el tiempo muestreado. Esto fue más evidente en el caso de la globulina, la que mostró valores drásticamente más bajos durante febrero de 2012, correspondiente al último muestreo. Los resultados de los muestreos anteriores (Artacho *et al.*, 2007a) sugirieron que debido al estado nutricional de los cisnes en ese momento, el incremento en los valores de globulinas podría ser el resultado de infección o aumento en la carga parasitaria, posterior a la disminución en la condición corporal. Los mismos resultados, sugieren que la reducción en proteínas totales y albúmina podría ser un indicador de estados patológicos y principalmente de mal nutrición. A pesar de que en este estudio se encontraron valores bajos de proteínas totales y albúminas (similares a los registrados en el verano de 2005), los otros metabolitos relacionados con el metabolismo de carbohidratos y lípidos dan cuenta que los cisnes no estarían actualmente en estado de desnutrición.

Finalmente, los bajos valores de los metabolitos relacionados con el metabolismo proteico, podrían indicar un bajo catabolismo de proteínas y utilización predominantemente de reservas de grasa como fuente de energía.

Metabolismo de carbohidratos

Las concentraciones de glucosa mostraron diferencias durante los meses muestreados, principalmente entre los primeros meses del año 2004 (Fig. 6.3.44). Al final de ese año se evidenció una reducción en este metabolito, a la vez que hacia el final de febrero del año 2005, los niveles aumentaron. Durante el muestreo de febrero de 2012 las concentraciones de glucosa fueron similares a las registradas el mismo mes del año 2005 (Fig. 6.3.44). Este aumento en los niveles de glucosa con respecto a meses y años anteriores, podría indicar mayor ingesta de alimento y un aumento en las reservas de glicógeno disponible.

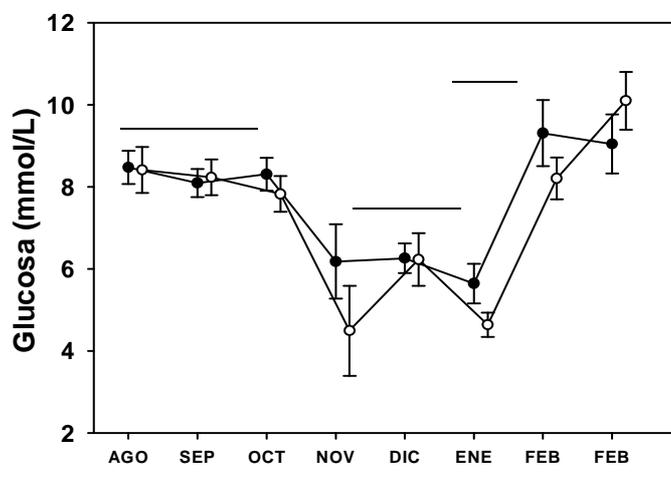


Figura 6.3.44. Concentraciones de glucosa para machos (círculos negros) y hembras (círculos blancos). Los datos se muestran como promedio de las variables (± 1 error estándar) de machos (N=90) y hembras (N=71). Test de Tukey * $P < 0.01$.

Concentraciones de enzimas

Las concentraciones de AST no mostraron diferencias entre meses ni entre sexos (Fig. 6.3.45 a).

Los valores de GGT mostraron diferencias en la primera y última parte de los muestreos; los valores más altos de esta enzima se encontraron en Agosto de 2004 y fueron disminuyendo durante los posteriores muestreos. Tampoco se encontraron diferencias entre los últimos meses muestreados y los valores encontrados durante febrero de 2012 son similares a los valores registrados durante Enero y Febrero de años anteriores (Fig. 6.3.45 b). Esta enzima está relacionada con daño hepático y biliar, por lo que los bajos valores encontrados en la actualidad pueden sugerir que los problemas hepáticos encontrados durante el año 2004 (UACH, 2005) en la población de Cisnes de cuello negro ya no son evidentes.

Los valores de CK registrados durante febrero de 2012 fueron bajos y similares a los registrados al inicio del estudio (Fig. 6.3.45 c). Las concentraciones de esta enzima (relacionada con la actividad muscular) mostraron diferencias entre algunos meses, principalmente entre febrero de 2012 y diciembre 2004 – enero 2005. Los niveles registrados en el último muestreo sugieren que para esta enzima, los valores son normales e indican que actualmente no existe daño muscular o miopatías relacionadas con la degeneración y rompimiento de células del músculo estriado. Como se evidenció en estudios anteriores (UACH, 2005), en donde los cisnes mostraron un pequeño incremento de esta enzima con respecto a los valores normales, los autores sugieren que esto podría estar relacionado con el aumento en la intensidad del ejercicio de los cisnes en esa época, debido a mas inversión de tiempo y esfuerzo en la búsqueda de alimento. Finalmente, la enzima CRE da cuenta del funcionamiento de los riñones y en este estudio los valores registrados fueron normales no evidenciándose diferencias significativas entre muestreos (Fig. 6.3.45 d).

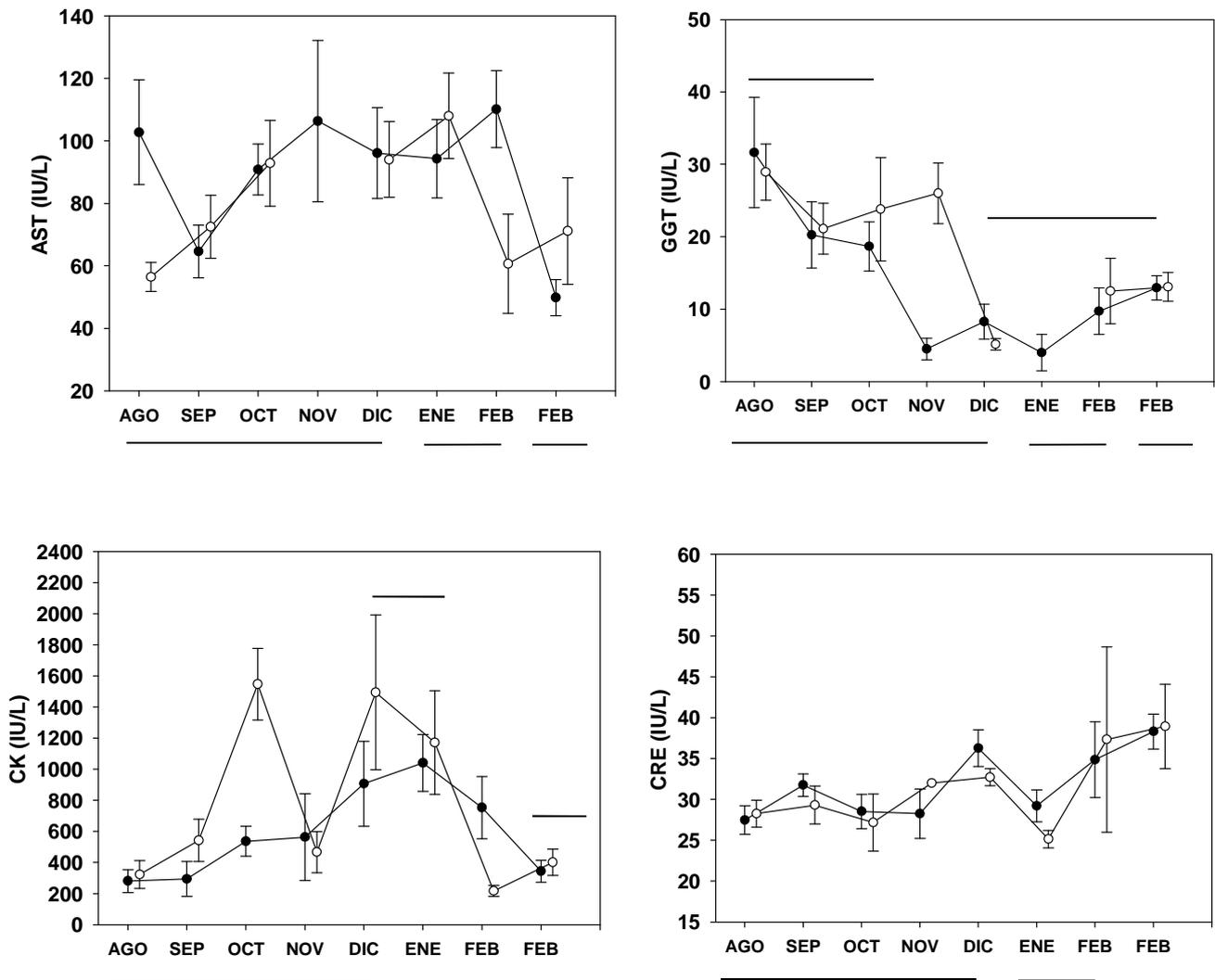


Figura 6.3.45. Concentraciones de Enzimas AST, GGT, CK y CRE para machos (círculos negros) y hembras (círculos blancos). Concentraciones de: (a). AST de machos (N=82) y hembras (N=65), (b) GGT de machos (N=72) y hembras (N=60), (c). CK de machos (N=83) y hembras (N=65), y (d) CRE de machos (N=83) y hembras (N=65). Los datos se muestran como promedio de las variables (± 1 error estándar). Test de Tukey * P<0.01.

Parámetros hematológicos

Las variables hematológicas mostraron en su mayoría un aumento de los valores durante febrero de 2012, con excepción de VCM (Fig. 6.3.46). Se evidenció un aumento similar en machos y hembras en las concentraciones de hematocrito y hemoglobina en el plasma, por lo que no se evidencia posible anemia en los individuos evaluados (Fig. 6.3.46 a y 6.3.46 b). El recuento de glóbulos rojos y blancos fue mayor con respecto a los otros años (Fig. 6.3.46) (Artacho *et al.*, 2007b), lo cual sugiere una mejoría del estado inmunológico con respecto a los otros años.

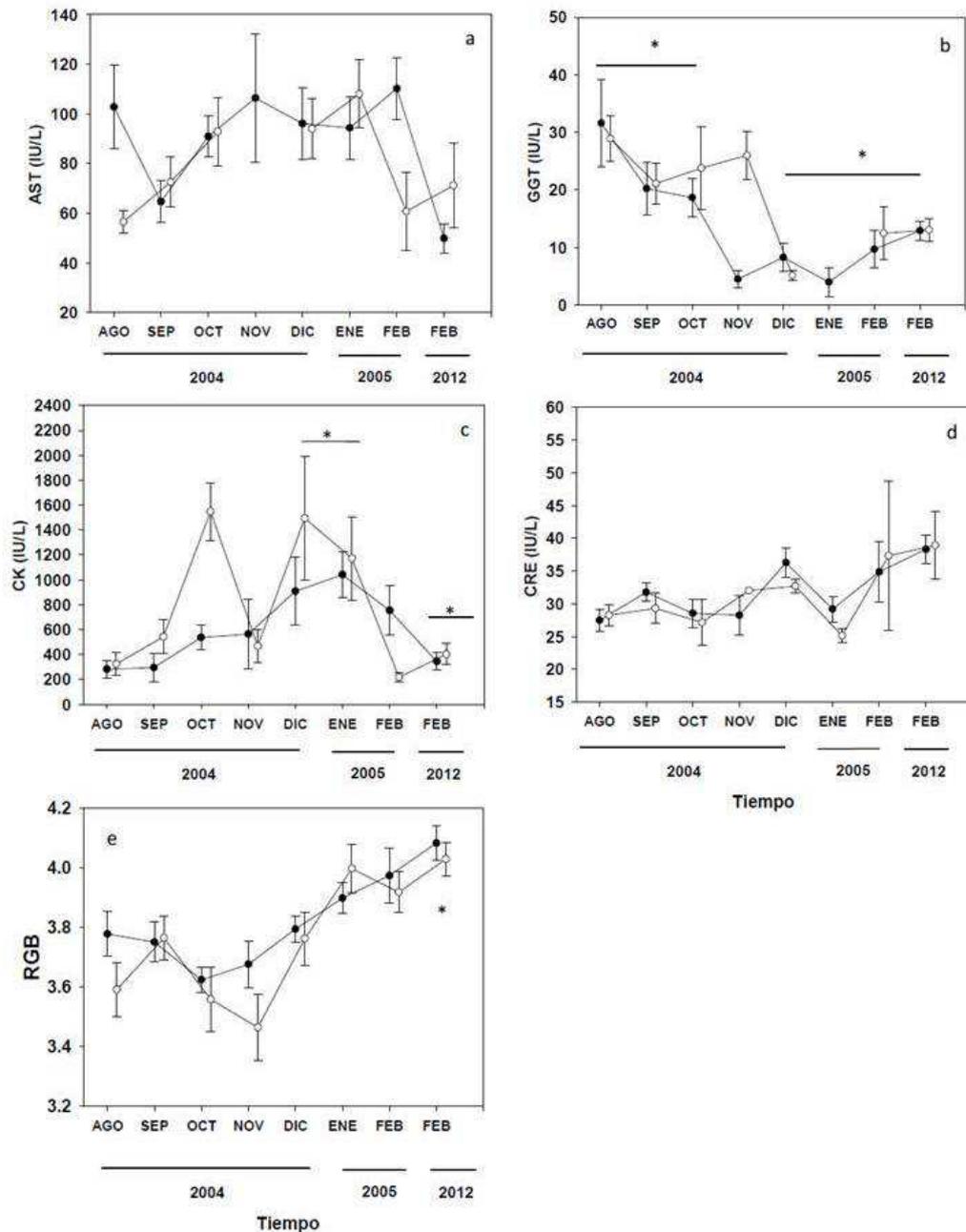


Figura 6.3.46. Concentraciones de variables hematólogicas VGA% (hematocritos%), Hb (g/dl), VCM, RGR Y RGB Para machos (círculos negros) y hembras (círculos blancos). Concentraciones de: (a). VGA % de machos (N=82) y hembras (N=65), (b) Hb de machos (N=72) y hembras (N=60), (c). VCM de machos (N=83) y hembras (N=65), y (d) RGR de machos (N=83) y hembras (N=65), (e) RGB de machos (N=83) y hembras (N=65). Los datos se muestran como promedio de las variables (± 1 error estándar). Test de Tukey * P<0.01. El asterisco representa diferencias significativas entre meses-año.

Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran que los Cisnes de cuello negro aumentaron su masa corporal, con respecto a los muestreos realizados en años anteriores (2004 - 2005).

Durante febrero de 2012, las variables relacionadas con el metabolismo lipídico presentaron valores mayores que en años anteriores, lo cual sugiere un aumento en las reservas y utilización de grasas, relacionado probablemente por la mayor demanda energética a la que están expuestos los cisnes durante el período donde fueron tomadas las muestras (período post-reproductivo) y donde existe mayor cuidado parental.

Las variables relacionadas con el metabolismo de las proteínas mostraron valores más bajos a los registrados en muestreos anteriores. Esto, junto a lo expuesto anteriormente, podría indicar un bajo catabolismo de proteínas y utilización predominantemente de reservas de grasa como fuente de energía.

El conjunto de los metabolitos nutricionales evaluados (carbohidratos, proteínas y lípidos) dan cuenta que los cisnes no están actualmente en estado de desnutrición.

El análisis de la hematología muestra que los valores de hemoglobina aumentaron considerablemente con respecto a los años anteriores, por lo que no se evidenció posible anemia en los organismos evaluados.

Los resultados obtenidos muestran que en general, la actual población de cisnes de cuello negro está en mejor condición nutricional y fisiológica que durante el período 2004-2005.

Referencias

Artacho, P., Castañeda, L.E., Soto-Gamboa, M., Verdugo, C. & R.F. Nespolo (2005). Correlatos fisiológicos de la mortalidad masiva del cisne de cuello negro *Cygnus melanocoryphus* en el Santuario de la Naturaleza, Río Cruces, Valdivia. Primer informe SAG (Servicio Agrícola y Ganadero, Chile).

Artacho, P., Soto-Gamboa, M., Verdugo, C. & R.F. Nespolo (2007a). Blood biochemistry reveals malnutrition in black-necked swans (*Cygnus melanocoryphus*) living in a conservation priority area. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 146:283-290.

Artacho, P., Soto-Gamboa, M., Verdugo, C. & R.F. Nespolo (2007b). Using haematological parameters to infer the health and nutritional status of an endangered black-necked swan population. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 147: 1060-1066.

Estridge, B.H., Reynolds, A.P. & N.J. Walters (2000). *Basic medical laboratory techniques* (4th ed.). Albany, N.Y.: Delmar Publishers.

UACH (2005). Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el santuario de la naturaleza Carlos Anwandter, en la provincia de Valdivia. Convenio Complementario Específico N° 1210-1203/2004-12-14. Dirección Regional CONAMA X^a Región de los Lagos-Universidad Austral de Chile. 443 pág.

6.3.7) OBJETIVO ESPECÍFICO 12: REALIZAR ANÁLISIS COMPARATIVOS SOBRE EL ESTADO HISTOPATOLÓGICO DE HIGADOS DE LOS CISNES DE CUELLO NEGRO EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

Durante el año 2004 se reportó un aumento de la mortalidad y disminución de la población de Cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) en el humedal del Río Cruces y ríos tributarios. Entre octubre de 2004 y enero de 2005, se remitieron 40 cisnes muertos o moribundos a los Laboratorios del Instituto de Patología Animal de la Universidad Austral de Chile, para realizar exámenes *post mortem* y obtener muestras para realizar diferentes exámenes, con el objetivo de determinar las posibles causas de muerte de las aves.

Dentro de los resultados obtenidos destacan los hallazgos histopatológicos y toxicológicos en el hígado, encontrándose en todas las aves gran cantidad de un pigmento marrón en los hepatocitos (concordante con presencia de hierro) y signos de alteración hepática. Se encontró además una alta concentración de hierro (promedio de 16004,1 mg/kg peso seco), muy superior a la concentración encontrada en hígados de aves recolectadas fuera del humedal (promedio de 2970,5 mg/kg peso seco). Estas últimas aves (n=4) habían sido capturadas en la zona de Puerto Natales y fueron consideradas como aves controles para aquellas provenientes del humedal del río Cruces y humedales adyacentes al mismo.

En base a los hallazgos mencionados anteriormente, se estableció como diagnóstico la presencia de hemocromatosis, enfermedad que resulta de acumulación de hierro en tejidos hepáticos. Los registros de esta enfermedad en aves, están circunscritos a animales mantenidos en cautiverio, los cuales están preparados genéticamente para absorber el máximo del escaso hierro presente en su alimento natural (frutas o insectos); sin embargo, aves mantenidas en cautiverio reciben dietas ricas en este mineral lo que las predispone al problema (Ward *et al.*, 1988; Cork 2000; Mete *et al.*, 2001). En el presente caso, se pudo determinar que

el alimento de los cisnes, la macrófita acuática *Egeria densa*, se encontraba muy deteriorada, con escasa biomasa y mucha necromasa, evidenciando una coloración parda que difiere de la coloración verde normal. Esto era producto de una cubierta con material residual constituido por diatomeas y por un material amorfo coloidal con altas concentraciones de hierro.

Se postuló que la hemocromatosis encontrada en los cisnes, estaba relacionada con la alta absorción intestinal del hierro, metal que se encontraba muy concentrado en las plantas que consumían. En el presente estudio, se analizan y comparan los resultados de los estudios histopatológicos y de contenidos de hierro en hígados de los cisnes analizados durante el año 2004 y en aves recolectadas muertas durante el año 2012 en el humedal del río Cruces y ríos tributarios.

Objetivos específicos

- Comparar los hallazgos histopatológicos encontrados en los hígados de los cisnes del humedal recolectados durante los años 2004 y 2005, con los encontrados en aves de la misma área durante el año 2012.
- Comparar las concentraciones de hierro encontradas en los hígados de las aves estudiadas durante los años 2004 y 2005, con las encontradas en cisnes del mismo lugar durante el año 2012.
- Evaluar el estado histopatológico actual de los hígados de cisnes del humedal del río Cruces y ríos tributarios y las concentraciones de hierro en tejidos hepáticos.

Material y métodos

Se utilizaron los resultados obtenidos del “Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos

Anwandter, en la Provincia de Valdivia” realizado por la Universidad Austral de Chile y solicitado por CONAMA el año 2004. Entre los meses de octubre del mismo año y enero de 2005, se remitieron 40 cisnes muertos o moribundos a los Laboratorios del Instituto de Patología Animal de la Universidad Austral de Chile. Estos cisnes provenían de distintos sectores del humedal del río Cruces y humedales adyacentes a Valdivia.

A todas las aves se les efectuó necropsia, obteniéndose muestras de hígado para examen histopatológico y toxicológico. Para estudios comparativos se analizaron cuatro cisnes provenientes de Puerto Natales (aproximadamente 1450 km al sur del humedal; de ahí que se les considere como especímenes controles) y recolectados en esa zona durante enero del año 2005. Por otra parte, se usaron los resultados histopatológicos hepáticos y toxicológicos encontrados en 13 cisnes encontrados muertos en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2012.

Parte de los hígados de los cisnes se congelaron para análisis de contenidos de hierro, ya sea en el Instituto de Química de la UACH o en laboratorios de SERNAGEOMIN, Santiago. Todas las muestras de hígado se fijaron previamente en formalina tamponada al 10%; posteriormente se laminaron y procesaron en autotécnico embebidas en parafina. Se realizaron cortes en micrótomos (5 µm de grosor) y tinciones de hematoxilina-eosina, además de tinción de Perls (azul de Prusia) específica para hierro.

Resultados

Cisnes recolectados en el humedal durante los años 2004 y 2005 y cisnes recolectados en Puerto Natales en enero de 2005

Los análisis realizados con microscopía óptica a cortes histológicos de hígados de cisnes del humedal del río Cruces y ríos tributarios, mostraron hallazgos caracterizados por la presencia de pigmentos granulares de color marrón en el

citoplasma de las células hepáticas (hepatocitos), los cuales con tinción de Azul de Prusia (específica para Hierro) mostraron una reacción leve, mediana y severa en 2, 14 y 24 cisnes, respectivamente (Tabla 6.3.33, Figura 6.3.47). En comparación, sólo uno de los cisnes controles (recolectados fuera del humedal) mostró reacción al Azul de Prusia; en este caso esta fue leve.

Concurrente con los hallazgos anteriores, se encontraron frecuencias más altas de otras alteraciones histopatológicas en los cisnes del humedal y ríos tributarios, incluyendo depósitos de hemosiderina en células de Kupfer, inflamación periportal, fibrosis perivascular, proliferación de conductos biliares, aumento de tamaño en el núcleo de los hepatocitos y núcleos dobles en hepatocitos (Tabla 6.3.33). Más aún, se observó necrosis leve y mediana en 17 y 4 cisnes del humedal, mientras que ninguno de los cisnes controles mostró esta alteración (Tabla 6.3.33).

Tabla 6.3.33. Ausencia y grados de alteraciones histopatológicas en cisnes recolectados muertos o moribundos en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante los años 2004 y 2005 (n=40) y en cisnes controles (n=4) recolectados en Puerto Natales. Valores de n inferiores a 40 ocurren debido a que por procesos de autólisis o destrucción celular, no fue posible observar determinadas características histológicas. Los grados de alteraciones histológicas son leve, mediana y severa.

	grado de alteración histológica				total
	ausencia	leve	mediana	severa	
Cisnes del humedal del río Cruces y ríos tributarios (2004-2005) n=40					
hepatocitos positivos a Azul de Prusia	0	2	14	24	40
depósitos de hemosiderina en células de Kupfer	0	17	18	3	38
inflamación periportal	0	10	26	4	40
fibrosis perivascular	8	15	14	3	40
proliferación de conductos biliares	7	13	17	1	38
aumento de tamaño de núcleos de hepatocitos	3	17	16	1	37
núcleos dobles de hepatocitos	5	23	9	0	37
necrosis de hepatocitos	16	17	4	0	37
Cisnes de Puerto Natales (2005) n=4					
hepatocitos positivos a Azul de Prusia	3	1	0	0	4
depósitos de hemosiderina en células de Kupfer	0	4	0	0	4
inflamación periportal	0	3	1	0	4
fibrosis perivascular	4	0	0	0	4
proliferación de conductos biliares	1	3	0	0	4
aumento de tamaño de núcleos de hepatocitos	0	4	0	0	4
núcleos dobles de hepatocitos	1	3	0	0	4
necrosis de hepatocitos	0	0	0	0	4

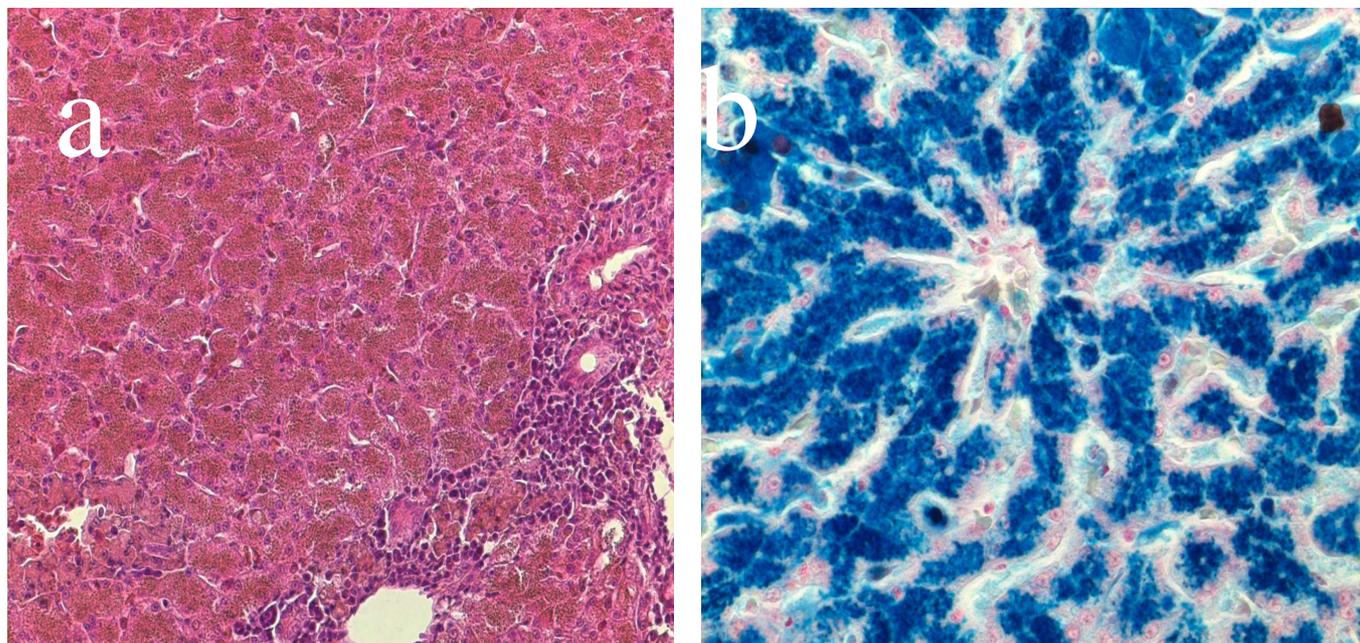


Figura 6.3.47 a) Corte histológico de un hígado de cisne proveniente del humedal del río Cruces. En forma difusa se observan hepatocitos con severa presencia de pigmento granular de color marrón en el citoplasma. Se observan también evidencias de reacción inflamatoria periportal moderada y proliferación de conductos biliares. Tinción: Hematoxilina - Eosina, aumento: 20x. **b)** Corte histológico de un hígado de cisne proveniente del humedal del río Cruces. En forma difusa se observan hepatocitos con severa presencia de pigmento granular de color azul en el citoplasma. Tinción: Azul de Prusia, aumento: 40x.

En la Tabla 6.3.34 se muestran las concentraciones de hierro encontradas en los hepatocitos de aves recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios y en las de Puerto Natales; el promedio de hierro en las primeras fue aproximadamente 2,7 veces más alto que en el de los cisnes de Puerto Natales (especímenes 1 a 4).

Tabla 6.3.34. Peso corporal y concentraciones de hierro en hígados de cisnes recolectados en el humedal del río Cruces y ríos tributarios (ejemplares 5 a 40) y en Puerto Natales (ejemplares 1 a 4), durante los años 2004 y 2005. No hay datos para los cisnes 1 a 4 del humedal del río Cruces.

Cisne nº	concentración de hierro (mg/kg de peso seco de hígado)
5	5770
6	9435
7	3510
8	8578
9	13662
10	2325
11	15426
12	16092
13	19469
14	20363
15	34257
16	20857
17	8573
18	31830
19	5814
20	29284
21	11222
22	18832
23	18661
24	20299
25	8084
26	17248
27	20186
28	6621
29	15390
30	15707
31	34616
32	13885
33	7630
34	18698
35	7616
36	22222
37	21108
38	16151
39	8500
40	7556
promedio	15429,9
Puerto Natales	
1	5270,00
2	6959,00
3	5351,00
4	5368,00
promedio	5737,0

Cisnes analizados durante el año 2012

Durante el año 2012, se examinaron 13 cisnes muertos provenientes del humedal del río Cruces y ríos tributarios en el Instituto de Patología Animal. En once de estas aves, se estableció como causa de muerte la colisión de las mismas con tendidos eléctricos. El examen histopatológico de hígado demostró que la presencia de hepatocitos positivos a la tinción de Azul de Prusia fue negativa en dos aves, leve en ocho, (*cf.* Fig. 6.3.48), mediana en dos y severa en un cisne (Tabla 6.3.35).

No se observó depositación de hemosiderina en las células de Kupfer de tres aves, a la vez que esta fue leve en diez cisnes. Se detectó leve inflamación periportal en la mayoría de las aves examinadas, a la vez que no se observó fibrosis perivascular en ninguno de ellas (Tabla 6.3.35).

La proliferación de conductos biliares estuvo ausente en siete cisnes, en cinco fue leve y en uno fue moderada. El aumento de tamaño de los núcleos de los hepatocitos estuvo ausente en siete aves (Figura 6.3.48), fue leve en cuatro y moderado en dos. La presencia de núcleos dobles solamente se encontró en forma leve en cuatro cisnes y necrosis de hepatocitos se observó en forma leve en un cisne (Tabla 6.3.35).

Tabla 6.3.35. Ausencia y grados de alteraciones histopatológicas en cisnes recolectados muertos en el río Cruces y humedales adyacentes durante el año 2012 (n=13). Los grados de alteraciones histológicas son leve, mediana y severa.

	grado de alteración histológica				total
	ausencia	leve	mediana	severa	
Cisnes del humedal del río Cruces y ríos tributarios (2012) n=13					
hepatocitos positivos a Azul de Prusia	2	8	2	1	13
depósitos de hemosiderina en células de Kupfer	3	10	0	0	13
inflamación periportal	1	9	3	0	13
fibrosis perivascular	13	0	0	0	13
proliferación de conductos biliares	7	5	1	0	13
aumento de tamaño de núcleos de hepatocitos	7	4	2	0	13
núcleos dobles de hepatocitos	9	4	0	0	13
necrosis de hepatocitos	12	1	0	0	13

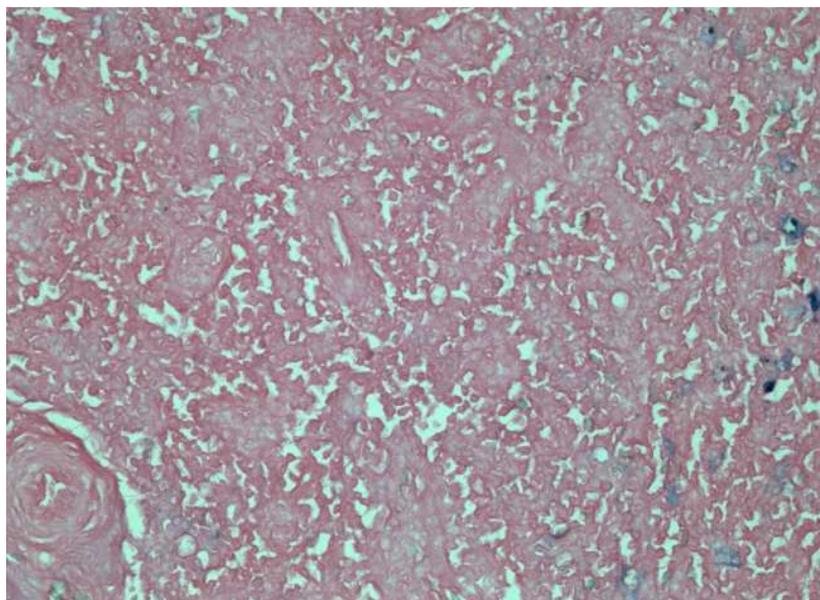


Figura 6.3.48. Corte histológico de un hígado de cisne recolectado muerto en el humedal del río Cruces durante Abril de 2012. En forma aislada se observan células con leve presencia de pigmento de color azul en el citoplasma. Azul de Prusia, 40x.

En la Tabla 6.3.36 se muestran las concentraciones de hierro encontradas en los hepatocitos de aves recolectadas en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante Abril de 2012. El promedio de hierro (1157,4 mg/Kg de peso seco de hígado) fue aproximadamente 13,3 veces más bajo que el promedio detectado durante los años 2004 y 2005 (15429,9 mg/Kg de peso seco de hígado)

Tabla 6.3.36. Concentraciones de hierro en hígados de cisnes recolectados en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante abril de 2012

muestra	peso (kg)	hierro (ppm)
1	3,15	6536
2	5,00	Sin muestra
3	3,30	473
4	5,70	271
5	4,15	1602
6	5,40	806
7	5,30	202
8	4,30	1006
9	4,25	613
10	4,10	564
11	3,25	521
12	4,00	754
13	2,85	541
promedio	4,2	1157,4

Conclusiones

Los hallazgos microscópicos en los hígados de los cisnes muertos durante el año 2012 son leves y no se comparan con la gravedad de los encontrados en los hígados de los cisnes muertos en los años 2004 y 2005.

La presencia de hepatocitos positivos a hierro (tinción Azul de Prusia) es mayoritariamente leve en los hígados de los cisnes muertos durante el año 2012, comparado con la severidad encontrada en los hígados de los cisnes muertos en los años 2004 y 2005.

La concentración promedio de hierro en los hígados de los cisnes muertos durante el año 2012 fue 13 veces inferior al promedio encontrado en los cisnes muertos en los años 2004 y 2005.

El análisis histopatológico y las concentraciones de hierro de los hígados de los cisnes de los ambos períodos muestra una recuperación de la salud de los Cisnes de cuello negro del humedal del río Cruces y ríos tributarios.

Referencias

Cork S.C. (2000). Iron storage diseases in birds. *Avian Pathology* 29, 7-12.

Jaramillo E., Schlatter R., Contreras H., Duarte C., Lagos N., Paredes E., Ulloa J., Valenzuela G., Peruzzo B., & R. Silva. (2007). Emigration and Mortality of Black-necked Swans (*Cygnus melancoryphus*) and Disappearance of the Macrophyte *Egeria densa* in a Ramsar Wetland Site of Southern Chile. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36: 607-610.

Mete A., Dorrestein G.M., Marx J.J.M., Lemmens A.G., & C. BEYNEN. (2001). A comparative study of iron retention in mynahs, doves and rats. *Avian Pathology* 30, 479-486.

UACH - CONAMA. (2005). Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter en la Provincia de Valdivia. Estudio UACH – CONAMA X Región. 146 pp.

Ward R.J., Iancu T.C., Henderson G.M., Kirkwood J.R., & T.J. Peters. (1988). Hepatic iron overload in birds: analytical and morphological studies. *Avian Pathology* 17, 451-464.

6.3.8) OBJETIVO ESPECÍFICO 13: ESTUDIAR LA DIETA TRÓFICA ACTUAL DE LOS CISNES DE CUELLO NEGRO EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

Antecedentes

El Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) es una especie con amplia distribución en humedales, lagunas costeras y estuarios del cono sur del neotrópico (Schlatter *et al.* 2002), con especial preferencia por los lugares caracterizados con abundante vegetación sumergida de la cual obtiene su alimentación (Corti & Schlatter, 2002). Ocasionalmente pastorea en praderas aledañas a ríos y estuarios; cuando esto ocurre con mayor frecuencia, se está ante una situación de disminución en la oferta alimentaria de macrófitas acuáticas, respuesta probable ante cambios ecológicos como el ocurrido en el humedal del río Cruces y ríos tributarios durante el año 2004 (UACH, 2005).

Corti & Schlatter (2002) encontraron que el Luchecillo (*Egeria densa*) era la macrófita con mayor representación en la dieta de los cisnes del humedal del río Cruces y ríos tributarios. Hoy en día, es necesario evaluar la relación entre la dieta de *C. melancoryphus* con la abundancia actual de macrófitas acuáticas presentes en esta área, a fin de conocer si la aparente recuperación de las abundancias poblacionales de *Cygnus melancoryphus* puede ser relacionada a esa oferta alimentaria.

Objetivos específicos

- Identificar las especies de macrófitas consumidas por *Cygnus melancoryphus*.
- Realizar un análisis comparativo de la dieta actual de *C. melancoryphus* con aquella resultante de estudios realizados con anterioridad al año 2012 en el humedal del río Cruces y ríos tributarios.

Material y métodos

Recolección de muestras de fecas de *C. melancoryphus* y análisis de la dieta

Se recolectaron fecas de ejemplares adultos de cisnes capturados en diferentes sectores del humedal del río Cruces y ríos tributarios durante febrero y abril de 2012 (Tabla 6.3.37). Las fecas se almacenaron en bolsas selladas herméticamente y con alcohol en su interior para la preservación de las mismas. Las fecas se analizaron usando la técnica microhistológica descrita por Johnson *et al.* (1983). Esta está basada en la comparación de estructuras de células vegetales y sus diferentes remanentes que quedan parcialmente intactos en las fecas. Para realizar este análisis, se confeccionó un muestrario histológico de las macrófitas más abundantes del área de estudio (ver más abajo). La dieta de los cisnes fue analizada por observación directa de las fecas con un microscopio óptico (40 x 60). De las fecas de cada individuo se eligieron aleatoriamente dos submuestras, las que se colocaron en portaobjetos individuales. En cada una de estas submuestras se observan aleatoriamente 10 campos visuales de 2 x 1 mm.

Tabla 6.3.37. Sector, fecha y número de ejemplares capturados en el área de estudio para análisis de fecas.

sectores	fecha de captura	n° de ejemplares capturados
río Cruces, sector Punucapa	10-04-2012	13
río San Ramón	10-04-2012	4
río Cruces, sector Santa Clara (ca. Isla Rialejo)	16-02-2012	3
	17-02-2012	1
	21-02-2012	5
	25-02-2012	3
	10-04-2012	1
río San Antonio	10-04-2012	2

Preparación de muestrario histológico

Se extrajeron ejemplares de las especies de macrófitas acuáticas sumergidas más abundantes de las zonas de estudio del humedal del río Cruces y ríos tributarios. Luego se obtuvieron fotografías mediante microscopía óptica de las células vegetales de cada una de estas especies, lo que originó un catálogo histológico de las estructuras celulares de las mismas (Figura 6.3.49). Esto permitió identificar las especies de macrófitas presente en las fecas de los cisnes (Figura 6.3.50).

Análisis estadístico

Para el análisis de los resultados, se obtuvo una distribución de frecuencias relativas de los ítems dietarios (Zar, 1999) acorde la presencia de células de plantas en los campos microscópicos observados (Johnson *et al.* 1983). Los

resultados se expresaron como porcentaje de frecuencia de las especies de plantas del total de campos visuales observados ($n = 20$), por cada muestra de feca analizada.

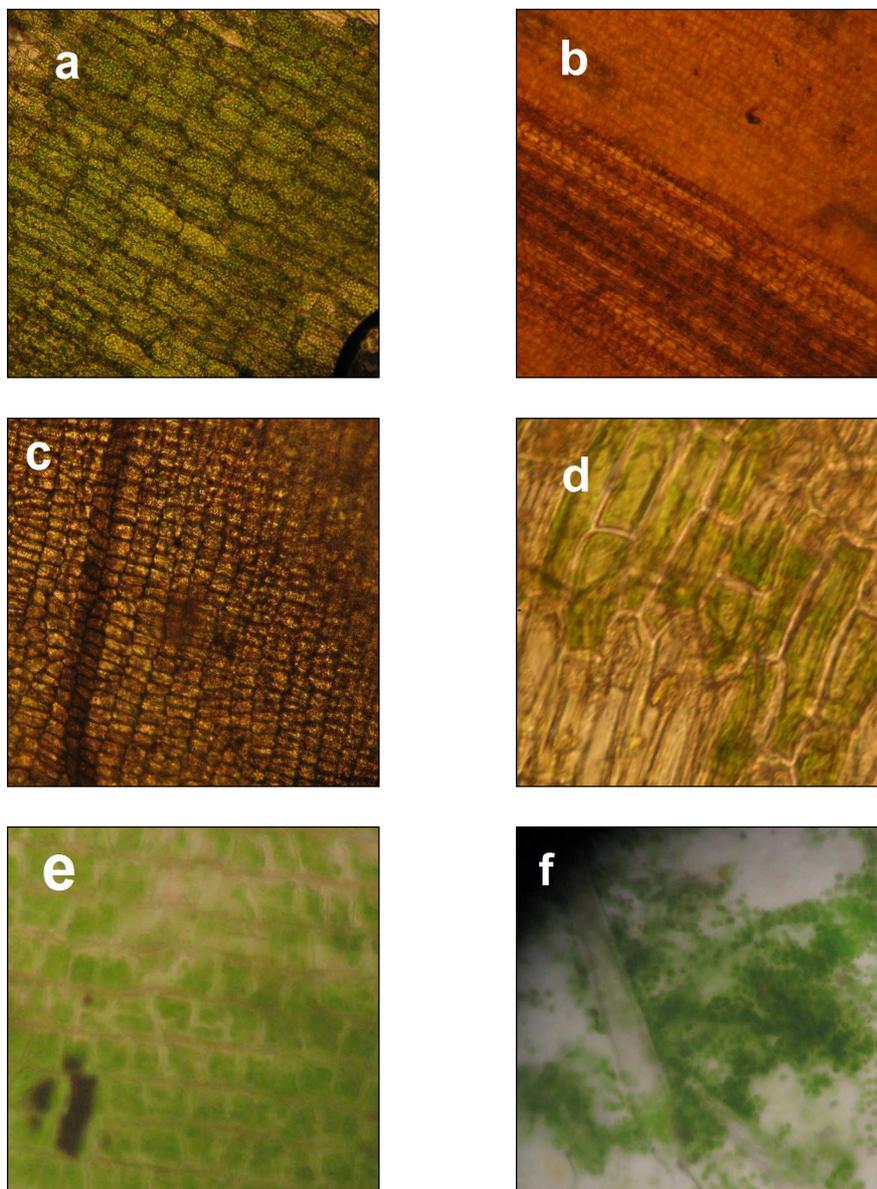


Figura 6.3.49. Fotografías obtenidas mediante microscopía óptica de las estructuras celulares de las macrófitas acuáticas sumergidas más abundantes en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. a = *Egeria densa* (10x); b = *Potamogeton pusillus* (10x); c = *Potamogeton lucens* (10x); d = *Potamogeton pectinatus* (40x); e = *Myriophyllum quitense* (10x); f = *Chara* sp (40x).

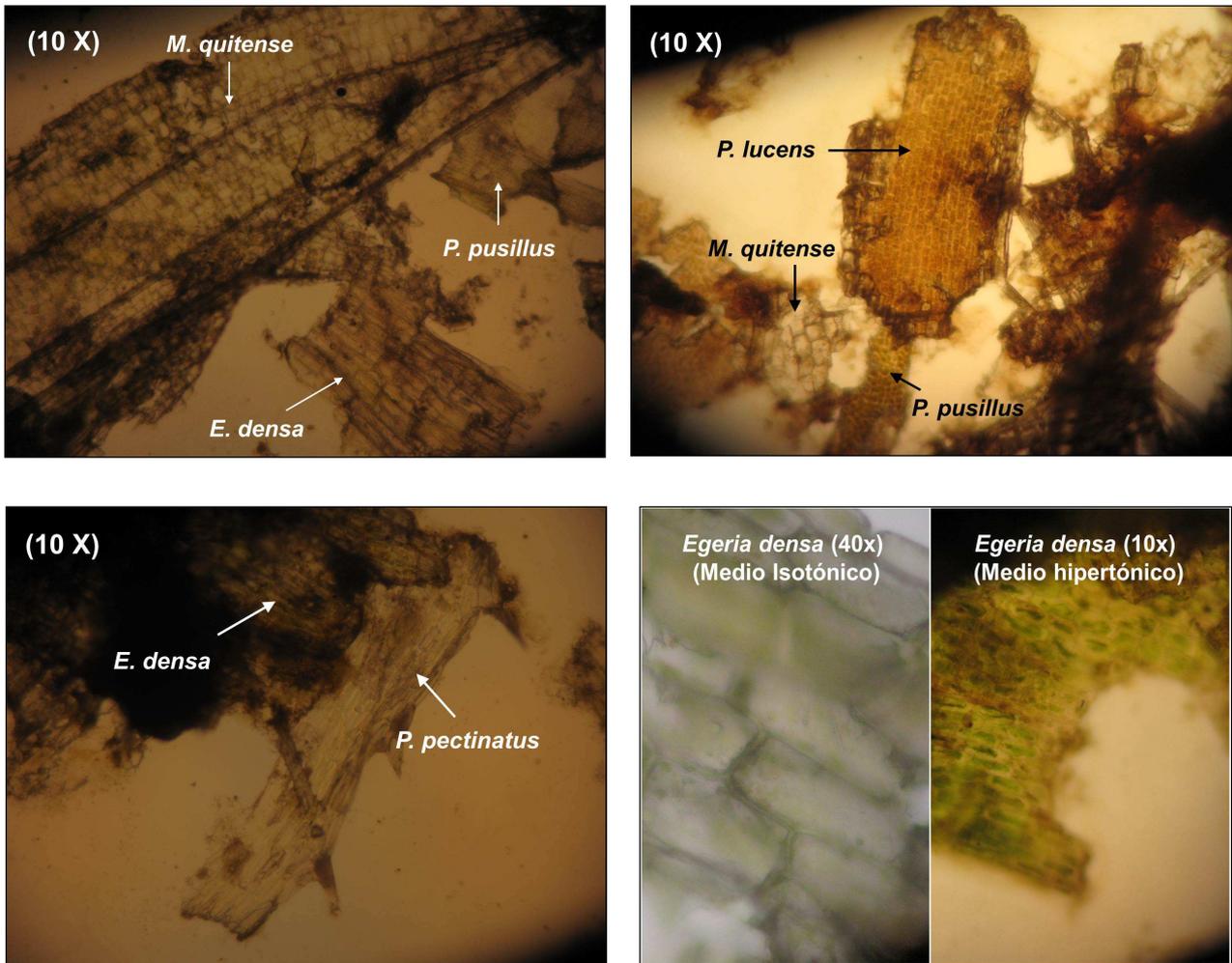


Figura 6.3.50. Fotografías obtenidas mediante microscopía óptica de los remanentes de células vegetales presentes en las fecas de *C. melancoryphus* provenientes del área de estudio.

Resultados

Dieta actual (Febrero - Abril 2012) de *C. melancoryphus*

Egeria densa (Luchecillo) y *Potamogeton pusillus* (Huiro rojo) fueron las principales macrófitas consumidas por *Cygnus melancoryphus*, alcanzando porcentajes similares de ocurrencia en las fecas (32,7 % y 30,8 %, respectivamente) (Tabla 6.3.38). *Potamogeton pectinatus* (Huiro), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) y *Miriophyllum quitense* (Pasto pinito) estuvieron representadas en las fecas con porcentajes más bajos (9,3 %, 8,0 % y 10,9 %, respectivamente) (Tabla 6.3.38). El alga Clorophyta *Chara* sp. no formó parte del ítem dietario actual del Cisne de cuello negro. No obstante, se registraron otras especies de macrófitas en las fecas (8,4 %) las que no fueron reconocidas en el estudio (Tabla 6.3.38).

Tabla 6.3.38. Análisis microhistológico de las fecas del Cisne de cuello negro (n = 32 muestras). Los resultados se expresan como porcentajes de frecuencia de especies de plantas en los campos visuales observados (n = 20) por cada muestra de feca analizada. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar.

Especies de macrófitos acuáticas sumergidas	Promedio (%)
Hydrocharitaceae	
<i>Egeria densa</i> Planch.	32,7 \pm 3,3 %
Potamogetonaceae	
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	30,8 \pm 3,1 %
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	9,3 \pm 1,5 %
<i>Potamogeton lucens</i> L.	8,0 \pm 1,1 %
Haloragaceae	
<i>Myriophyllum quitense</i> H.B.K.	10,9 \pm 1,3 %
Characeae	
<i>Chara</i> sp.	-
Otras especies	8,4 \pm 0,9 %

Comparaciones históricas de la dieta de *C. melancoryphus* en el humedal del río Cruces y ríos tributarios

Los resultados de este estudio muestran que actualmente los Cisnes de cuello negro se alimentan preferentemente de las macrófitas acuáticas *E. densa* (32,7 %) y *P. pusillus* (30,8 %). Por el contrario, Corti & Schlatter (2002) determinaron en muestras recolectadas durante los años 1993 - 1995, porcentajes de consumo considerablemente mayor por parte de *C. melancoryphus* sobre *E. densa* (91,9 %) y un bajo porcentaje de consumo sobre *P. pusillus* (7,6 %). Estos estudios mostraron que la dieta del Cisne de cuello negro, está basada preferentemente en las dos especies de macrófitas mencionadas anteriormente.

Las diferencias arriba mencionadas se deben probablemente a que antes que ocurriera la disminución significativa en la distribución espacial y cobertura de *E. densa* durante el año 2004 (Jaramillo *et al.* 2007; Ramírez *et al.* 2006), esta fue la macrófita dominante en el área (Ramírez *et al.* 1991). Esto explicaría el alto porcentaje de consumo de *E. densa* por parte de *C. melancoryphus* durante los años 1993 - 1995 (Corti & Schlatter, 2002). Uno de los cambios ambientales que ocurrieron en el humedal del río Cruces durante el año 2004, fue la desaparición del Luchecillo de vastas áreas del humedal. En el presente, esas áreas se han recuperado con diferentes especies entre las cuales predominan *E. densa* y *P. pusillus*; es decir, el Cisne de cuello negro está comiendo acorde la cobertura (*i.e.* abundancia) de las macrófitas acuáticas presentes en el área.

Conclusiones

Los análisis microhistológicos de las fecas de *C. melancoryphus* muestran que estas aves son estrictamente herbívoras.

Actualmente, el Cisne de cuello negro que habita en el humedal del río Cruces y ríos tributarios, se alimenta preferentemente de las macrófitas acuáticas *E. densa* y *P. pusillus*, las macrófitas acuáticas sumergidas con mayor representación en el área de estudio.

Referencias

UACH (2005). Estudios sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia. Convenio Complementario Específico N° 1210-1203/2004-12-14. Dirección Regional CONAMA Xª Región de los Lagos-Universidad Austral de Chile. 443 pág.

Corti, P. & R. Schlatter (2002). Feeding ecology of Black-necked swans in wetland of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 9-14.

Jaramillo, E., Schlatter, R., Contreras, H., Duarte, C., Lagos, N., Paredes, E., Ulloa, J., Valenzuela, G., Peruzzo, B. & R. Silva (2007). Emigration and mortality of Black-necked swans (*Cygnus melancoryphus*) and disappearance of the macrophyte *Egeria densa* in a RAMSAR wetland site of southern Chile. *Ambio* 36: 607-609.

Johnson, M.K., Wofford, H. & H.A. Pearson (1983). Microhistological techniques for food habits analyses, New Orleans, U.S Department of Agriculture, Forest Service 40 pp.

Ramírez, C., San Martín, C., Medina, R. & D. Contreras (1991). Estudio de la flora hidrófila del santuario de la naturaleza "Río Cruces" (Valdivia, Chile). *Gayana Botanica* 48: 67-80.

Ramírez, C., Carrasco, E., Mariani, S. & N. Palacios (2006). La desaparición del Luchecillo (*Egeria densa*) del Santuario del Río Cruces (Valdivia, Chile): Una Hipótesis Plausible. *Ciencia y Tecnología* 8: 79-86.

Schlatter, R., Navarro, R.A. & P. Corti (2002). Effects of El Niño Southern Oscillation on numbers of Black-necked swans at Río Cruces Sanctuary, Chile. *Waterbirds*, (Special Publication I) 25:114-122.

Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analyses*. Englewood Cliffs, Prentice Hall, 718 pp.

6.4) EN RELACIÓN A LA IMPLEMENTACIÓN DE UNA HERRAMIENTA DE DIAGNÓSTICO Y ALERTA TEMPRANA:

6.4.1) OBJETIVO ESPECÍFICO 14: PROPONER E IMPLEMENTAR LAS BASES PARA EVALUAR EL USO DE BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA COMO HERRAMIENTAS DE DIAGNÓSTICO Y DETECCIÓN TEMPRANA DE DETERIORACIONES AMBIENTALES EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS.

6.4.1.1) BIOENSAYOS PARA EVALUACIÓN DE CALIDAD DE AGUA EN EL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES.

Antecedentes

El pez cebrá (*Danio rerio*) es uno de los modelos biológicos más utilizados en estudios toxicológicos y genéticos (Kimmel *et al.*, 1995; Zhang *et al.*, 2003; Braunbeck *et al.*, 2005), ya que posee una amplia gama de ventajas experimentales; entre las cuales destacan: i) fecundación externa, ii) transparencia del corion y de las células en el estado embrionario y larval, iii) gran cantidad de embriones por cruce, iv) tiempo generacional corto (ca. 3 meses) y v) cercanía filogenética con mamíferos (vertebrados).

La Organización Internacional para la Estandarización (ISO) y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), han estandarizado una serie de protocolos para realizar bioensayos con líneas silvestres de pez cebrá en distintos estadios de desarrollo. Estos son parecidos entre sí y son recomendados para estudios toxicológicos de compuestos químicos individuales. En particular, la OCDE publicó el año 2006 el “Fish Embryo Toxicity Test (FET Test)”, protocolo de bioensayo que utiliza embriones de pez cebrá como modelo ,para evaluar la toxicidad de compuestos químicos aislados, registrando respuestas como letalidad y éxito en la eclosión. La utilización de estas prácticas, representa un desafío para los países de economía emergente como Chile; particularmente en lo referido a las exportaciones de productos alimentarios y para la evaluación de riesgos asociados a la contaminación de cuerpos de agua (De la Paz, 2012).

El objetivo general de este estudio fue evaluar eventuales respuestas toxicológicas de embriones de pez cebra sometidos a la exposición de aguas recolectadas en cinco agua natural recolectada este informe se reportan los resultados de la aplicación de una metodología basada en el Test FET, para la evaluación de respuestas toxicológicas inducidas por la exposición de embriones de pez cebra, a muestras de agua recolectadas en cuatro sitios ubicados a lo largo del río Cruces y en uno del río Calle Calle (Fig. 6.4.1) durante febrero del año 2012.

Objetivos Específicos

- Determinar el porcentaje de mortalidad de individuos de pez cebra en estado embrionario-larval sometidos a exposición aguda de aguas del río Cruces.
- Evaluar la eventual presencia de edemas luego de que individuos de pez cebra en estado embrionario-larval, han sido sometidos a exposición aguda de aguas del río Cruces.
- Analizar el éxito en la eclosión de individuos de pez cebra en estado embrionario-larval, luego de sometidos a exposición aguda de aguas del río Cruces.

Material y métodos

Almacenamiento y preparación de las muestras

Las muestras de agua se recolectaron el día 29 de enero de 2012 de los siguientes sitios: río Cruces, sectores Ciruelos y Tres Bocas, río Pichoy, río Cayumapu y río Calle Calle (Fig. 6.4.1). Las muestras de agua se mantuvieron a temperaturas inferiores a 4°C, hasta ser utilizadas en los experimentos. Durante los bioensayos, las muestras fueron temperadas a 26°C antes de iniciar la incubación y el recambio de muestra diario. Las muestras utilizadas en los bioensayos no se sometieron a ningún tipo de tratamiento químico o físico (e.g. adición de preservantes o filtración).

Bioensayos de toxicidad

Para la evaluación de los eventuales efectos tóxicos letales y subletales de las aguas experimentales sobre embriones y larvas de pez cebra, se utilizó una metodología de bioensayos, basada en el Test FET (OECD, 2006), protocolo estandarizado para este modelo. Las incubaciones se realizaron exponiendo seis grupos de 20 individuos en etapa de blástula (*i.e.* 3-5 horas post fertilización (hpf) dentro de su corion), durante seis días en placas de cultivo conteniendo cada una seis pocillos, con 5 ml de agua experimental. Las incubaciones se realizaron en condiciones semi-estáticas, a 26°C y en oscuridad, con recambio de agua cada 24 h. Cada muestra tuvo un control negativo (agua control) en medio de cultivo E3 ("Embryo médium": 5 mM NaCl, 0.17 mM KCl, 0.33 mM CaCl₂, 0.33 mM MgSO₄, equilibrado a pH 7.0). Se evaluó el estado de los individuos cada 24 horas, registrándose el número de especímenes muertos, con presencia de edemas y eclosionados. Este ensayo se repitió tres veces y de manera independiente. Los datos se analizaron con ANDEVA no paramétrica (Graph Pad Prism®).

La cuantificación de las respuestas evaluadas durante los primeros seis días del desarrollo embrionario-larval, permitió comparar y evaluar mortalidad, efectos teratogénicos en el desarrollo (edemas) y éxito en la eclosión de los individuos expuestos a las distintas muestras de agua.

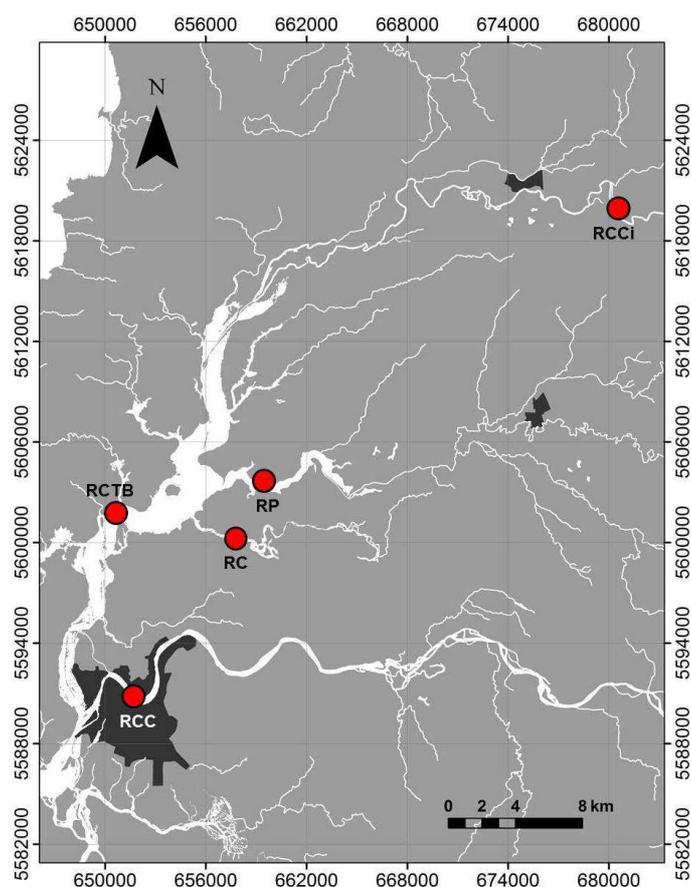


Figura 6.4.1. Ubicación de los sitios donde se recolectaron muestras de agua para los bioensayos. RCC = río Cruces, Ciruelos, RCTB = río Cruces, Tres Bocas, RP = río Pichoy, RC = río Cayumapu, RCC = río Calle Calle

Resultados

Niveles de mortalidad

La cuantificación de los individuos muertos incubados hasta el día 6 (144 Hpf), mostró porcentajes promedios de mortalidad que variaron entre 1,6 y 4,2% (río Cayumapu y río Cruces, sector Tres Bocas, respectivamente) (Fig. 6.4.2). No se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$).

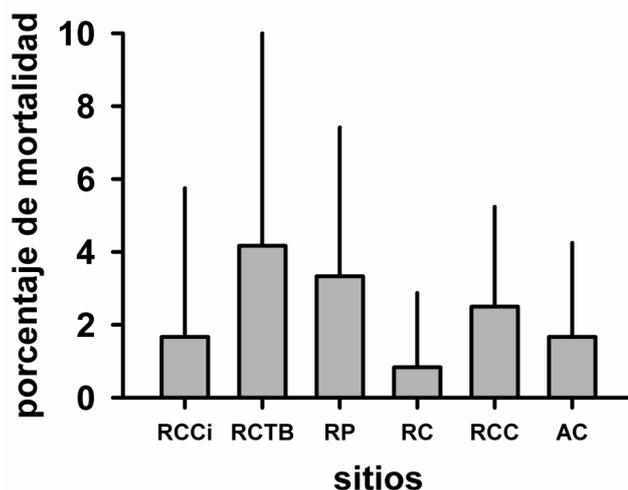


Figura 6.4.2. Porcentaje de muerte de embriones y larvas de pez cebra incubados hasta 144 horas posteriores a la fecundación (Hpf) en aguas de diferente origen: RCCi = río Cruces, Ciruelos, RCTB = río Cruces, Tres Bocas, RP = río Pichoy, RC = río Cayumapu, RCC = río Calle Calle y AC = agua control. Las columnas son promedios más una desviación estándar.

Presencia de edemas

La cuantificación y seguimiento de los individuos con presencia de efectos embriotóxicos (e.g. edemas pericárdicos, Fig. 6.4.3) mostró porcentajes promedio inferiores al 5% en todos los tratamientos (Fig. 6.4.4). El porcentaje promedio más bajo de presencia de edemas se registró en el río Cruces, sector Ciruelos; no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$).

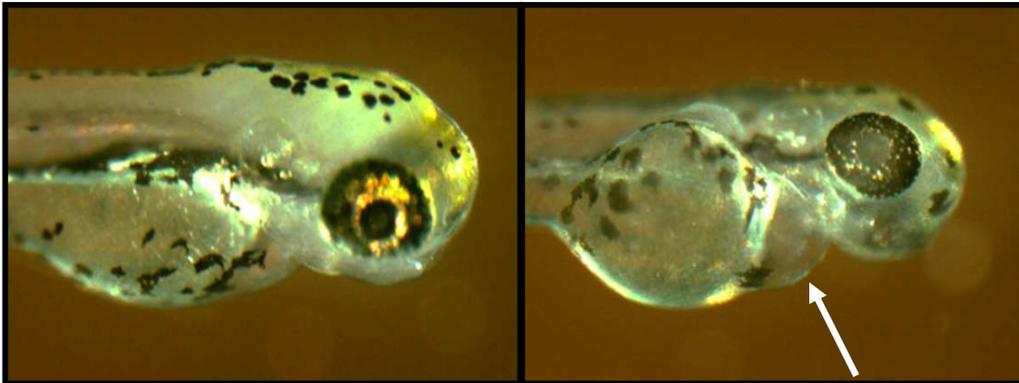


Figura 6.4.3. Vista anterior de una larva de pez cebra de 3 días de desarrollo (72 Hpf). Foto de la izquierda: larva control, foto de la derecha: larva incubada en aguas del río Pichoy y con evidencia de efecto teratogénico (la flecha indica edema pericárdico).

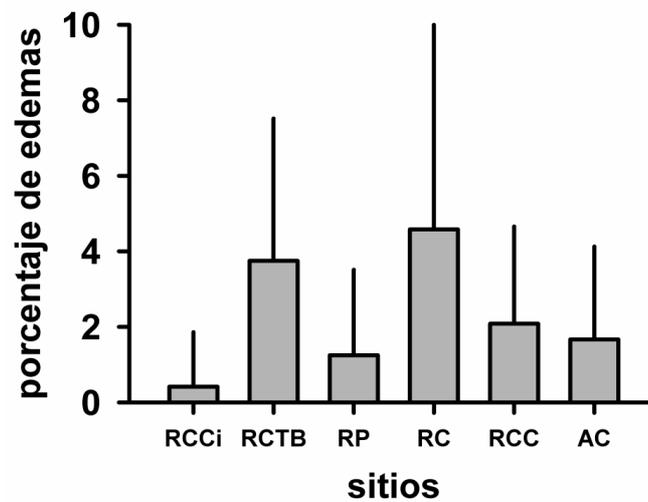


Figura 6.4.4. Porcentaje de edemas en embriones y larvas de pez cebra incubados hasta 144 posteriores a la fecundación (Hpf) en aguas de diferente origen: RCCi = río Cruces, Ciruelos, RCTB = río Cruces, Tres Bocas, RP = río Pichoy, RC = río Cayumapu, RCC = río Calle Calle y AC = agua control. Las columnas son promedios más una desviación estándar.

Exito de eclosión

La cuantificación de las respuestas evaluadas durante los primeros seis días de desarrollo, permitió comparar la viabilidad y éxito en la eclosión que presentaron los individuos expuestos a las distintas aguas experimentales. En el pez cebra, la eclosión ocurre entre las 48 Hpf y 72 Hpf (Kimmel *et al.*, 1995). Los porcentajes promedio de eclosión en este estudio fueron superiores al 95% (Fig. 6.4.5), detectándose diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos río Cruces, sector Ciruelos y río Pichoy (mayor porcentaje de eclosión en el primer tratamiento).

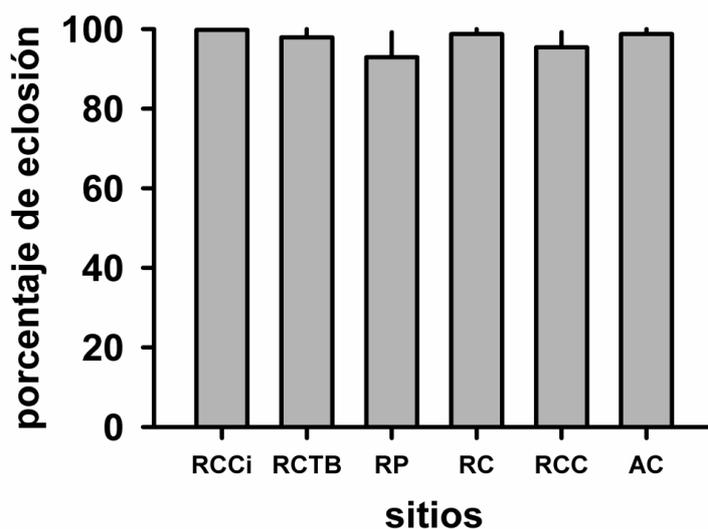


Figura 6.4.5. Porcentaje de eclosión de embriones de pez cebra incubados hasta hasta 144 horas posteriores a la fecundación (Hpf) en aguas de diferente origen: RCCi = río Cruces, Ciruelos, RCTB = río Cruces, Tres Bocas, RP = río Pichoy, RC = río Cayumapu, RCC = río Calle Calle y AC = agua control. Las columnas son promedios más una desviación estándar.

Conclusiones

Los resultados de los bioensayos realizados con especímenes de peces cebra cultivados en aguas recolectadas en diferentes sitios del humedal del río Cruces, ríos tributarios y río Calle Calle, muestran que los porcentajes promedio de mortalidad, presencia de edemas y eclosión, fueron en general similares después de seis días de incubación artificial.

En base a lo anterior, se concluye que durante el período de estudio las aguas del humedal del río Cruces y ríos tributarios, no presentan efectos tóxicos sobre los especímenes de pez cebra.

Referencias

Braunbeck T, Lammer E, Leist E, Rudolf M (2005). Towards an alternative for the acute fish LC50 test in chemical assessment: zebrafish (*Danio rerio*) embryo toxicity test – An update. ALTEX 22, 87-102.

De la Paz JF (2012). Bioensayos con embriones de pez cebra (*Danio rerio*) como herramientas para la determinación de las condiciones toxicológicas de cuerpos de agua y mecanismos de inhibición de la eclosión. Tesis de Magister en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Kimmel C, Ballard W, Kimmel S, Ullmann B and Schilling T. (1995). Stages of Embryonic development of the Zebrafish. Developmental Dynamics 203: 253-310.

OECD. Organization for Economic Cooperation and development. (2006). Guideline for the testing of chemicals. Fish Embryo toxicity (FET) test 1° version.

Zhang C, Willett C, Fremgen T. (2003). Zebrafish: an animal model for toxicological studies. Current Protocols in Toxicology 1.7.1-1.7.18.

6.4.1.2) EVALUACIÓN DE USO DE CAMARÓN DE RÍO *Samastacus spinifrons* COMO EVENTUAL BIOINDICADOR DE LA SALUD AMBIENTAL DEL RÍO CRUCES: ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE VARIACIONES MORFOLÓGICAS CORPORALES.

Antecedentes

Los macroinvertebrados acuáticos responden a una variedad de condiciones ambientales dentro de ríos y humedales, y por lo tanto pueden ser usados como bioindicadores para evaluar la calidad de agua (Sharma *et al.* 2006). Los atributos principales de estos organismos para ser utilizados como bioindicadores son, entre otros: i) ocurren en la mayoría de los ambientes acuáticos, ii) tienen movilidad limitada, iii) tienen tamaño conveniente para su estudio, iv) son fáciles de muestrear y v) reflejan el pasado reciente de los ambientes acuáticos donde viven. En el hemisferio norte, existen algunos ejemplos de utilización de camarones de río para monitoreo y evaluación de la salud ambiental de ríos (Suárez-Serrano *et al.* 2010, Webb 2011). Tal es así, que se ha encontrado que perturbaciones ambientales de origen antropogénico en ríos, pueden provocar alteraciones en el crecimiento, tamaño, capacidad de reproducción y/o sobrevivencia de esos camarones (Webb 2011).

La evaluación de cambios morfológicos en los organismos mediante morfometría geométrica, es un modo para evaluar las relaciones entre perturbaciones ambientales y la respuesta de macroinvertebrados. Esta es una técnica aplicada en estudios de variación y covariación de la forma de estructuras biológicas (Monteiro & Reis, 1999). Por ejemplo, análisis morfológicos del cefalotórax del camarón *Xiphopenaeus kroyeri* en las costas de Brasil, y basados en modelos multivariados de morfometría geométrica, han detectado diferenciación morfológica poblacional a mesoescala (decenas de kilómetros), resultados que permiten diferenciar “stocks” para un camarón de importancia comercial (Bissaro *et al.* 2012)

En aguas continentales del centro sur de Chile, habita el camarón de río *Samastacus spinifrons* (Decapoda: Parastacidae), distribuyéndose entre los 32° y 46° S. En los ríos, ocurre de preferencia en las zonas de remansos, entre la vegetación de las orillas, o bajo troncos, palos y piedras (Rudolph, 2002). El tipo de desarrollo de esta especie es de tipo directo, con liberación al ambiente de un tercer estado juvenil independiente y apto para desenvolverse en el medio acuático (Rudolph, 2002).

Martínez *et al.* (2010), describieron malformaciones del exoesqueleto de *S. spinifrons*, puntualmente un dácilo birrámeo en una hembra; estos autores sugieren que las causas de tal malformación pueden ser atribuibles a diferentes factores, entre los que citan focos de contaminación, no descartándose la existencia de ejemplares con otras malformaciones corporales. Según Bahamonde *et al.* (1998), el hábitat de esta especie es comúnmente alterado por contaminación, modificación de la vegetación ribereña y de las macrófitas acuáticas, y por modificaciones físicas causadas por la extracción de áridos.

En este estudio, se evalúa la posibilidad de usar a *S. spinifrons* como una especie bioindicadora de eventuales perturbaciones ambientales en el humedal del río Cruces y ríos tributarios, y que resultan en cambios en su morfología corporal. Mediante el uso de la técnica de morfometría geométrica (aplicada sobre el cefalotórax de *S. spinifrons*), se analiza, de forma exploratoria, la presencia de eventuales patrones de variación morfológica en especímenes recolectados en el humedal de el río Cruces.

Objetivos específicos

- Evaluar eventuales patrones espacio-temporales de variación morfológica en poblaciones de *S. spinifrons* provenientes del río Cruces y río Calle Calle.
- Basado en lo anterior, evaluar la posibilidad de proponer a esta especie como organismo bioindicador de la calidad de agua del humedal del río Cruces y ríos tributarios.

Material y métodos

Área de estudio

Se analizaron 156 individuos de *S. spinifrons* recolectados en dos sitios del río Cruces (Ciruelos y Rucaco), ambos ubicados en la porción superior del mismo y separados entre sí por una distancia aproximada de 2 km, y en un tercer sitio, ubicado en la porción media del río Calle Calle (Quita Calzón) (Fig. 6.4.6). Los individuos analizados fueron capturados mediante el uso de pesca eléctrica durante enero de 2008 y septiembre de 2012.

Figura 6.4.6. Ubicación de los sitios de muestreo para recolección de camarones.

Metodología de análisis

Para cada individuo de *S. spinifrons* se obtuvieron imágenes digitales en alta resolución de la vista lateral del cefalotórax con una cámara SONY (9.1 Megapíxeles 15X). Se eligió esta zona corporal, debido a que es una pieza anatómica rígida, donde se pueden reconocer fácilmente puntos homólogos, optimizándose la obtención de fotografías y análisis morfológicos (Bissaro *et al.* 2012). Sobre estas imágenes, se digitalizaron diez hitos morfológicos homólogos, cuyas secuencias y posiciones anatómicas se detallan en la Figura 2. Se utilizó el programa TPSDig2 (Rohlf, 2008), para transformar cada individuo en una configuración de hitos morfológicos; esto es, la posición de cada punto dentro de un sistema de coordenadas cartesianas.

Figura 6.4.7. Ubicación y denominación de los hitos morfológicos utilizados en el cefalotórax de *Samastacus spinifrons*: (1) ápice de la espina rostral, (2) curvatura máxima entre la punta del *rostrum* y el surco superior, (3) borde dorsal del surco cervical, (4) extremo dorso-distal del cefalotórax, (5) zona inferior de inserción del abdomen, (6) extremo ventro-distal del cefalotórax, (7) máxima curvatura ventral del cefalotórax, (8) borde ventral del surco ventral, (9) ápice de la espina antero-lateral, (10) extremo superior de la órbita ocular.

Sobre el conjunto de configuraciones se aplicó la función Thin Plate-Spline (TPS) para evaluar la variación morfológica del cefalotórax de *S. spinifrons* entre los diferentes sitios y períodos de muestreo. En su aplicación, la función TPS involucra: (i) un Análisis de Procrustes Generalizado (GPA²) que consiste en la superposición de las configuraciones y el ajuste de hitos homólogos por el criterio de mínimos cuadrados generalizados, (ii) la estimación del tamaño de centroide (TC: $[\sqrt{\sum(L_n-c)^2}]$, donde L_n y c corresponden al hito morfológico n y el centroide respectivamente), (iii) la creación de un espacio de $k(p-1)$ dimensiones, donde k es el número de dimensiones físicas del análisis (en este caso 2) y p es el número de hitos morfológicos homólogos, y (iv) la proyección de las configuraciones sobre un espacio euclidiano tangente. Estos procedimientos permiten generar variables de forma libres de sesgos rotacionales, posicionales y alométricos que pueden ser comparados con métodos estadísticos estándares. Debido a que tales variables de forma se concentran solamente en la geometría de los individuos, es posible asociar la magnitud de estas variables a variaciones puntuales en la forma de la zona corporal (Rohlf & Slice, 1990; Bookstein, 1991; Rohlf, 1999).

Por medio del uso del programa TPSRelw (Rohlf, 2008) se obtuvo una matriz de configuraciones de hitos morfológicos, proyectados sobre el plano tangente (o matriz de energía de plegamiento). Sobre esta matriz se proyectaron las configuraciones consenso para cada grupo de comparación (sitio y año), generándose así una matriz de deformaciones parciales (o matriz W). Sobre esta matriz se realizó un Análisis de Componentes Principales. Los tres primeros componentes, también conocidos como Deformaciones Relativas, corresponden a las variables ortogonales e independientes que presentan el mayor porcentaje de

²Las formas son superpuestas de manera tal que la suma de las distancias al cuadrado entre hitos correspondientes de las dos formas, sean mínimas. En primer lugar, cada configuración se centra en el origen del sistema de coordenadas y luego se escala a una unidad de tamaño común. Esto se hace dividiendo cada configuración de hitos por su centroide. Luego, una de las configuraciones se rota hasta alinearla con la otra de modo que d (la raíz cuadrada de la suma de las distancias al cuadrado entre hitos correspondientes) sea lo más pequeña posible. La cantidad d es la distancia de Procrustes. Este proceso es iterado hasta obtener la forma promedio o consenso, la cual no puede estimarse antes de la superposición. Luego de la superposición, se analizan los residuos de cada hito con respecto a la configuración de referencia para detectar y estudiar las diferencias (Rohlf & Slice, 1990; Rohlf, 1999).

explicación de varianza morfológica, y por lo tanto, son tales variables las que fueron usadas, en este caso particular, como variables de forma. Para maximizar el porcentaje de explicación de varianza morfológica, las ponderaciones de deformaciones parciales se calcularon con un valor de exponente de reescalamiento espacial $\alpha=1$, el que otorga más peso a las deformaciones parciales de mayor escala espacial; en otras palabras, a las deformaciones entre hitos morfológicos más distantes (Monteiro & Abe, 1999).

Para evaluar la presencia de la eventual diferenciación morfológica del cefalotórax de *S. spinifrons* (entre sitios y/o períodos de muestreo), se graficó la distribución espacial de las tres primeras variables de forma. Para comparar las distribuciones de las ponderaciones de la primera variable de forma y del tamaño geométrico (centroide), se realizó un análisis de varianza de una vía seguido de una prueba *a posteriori* de Tukey para los seis grupos de individuos analizados (tres sitios y dos años de muestreo).

Con el objetivo de eliminar el efecto del tamaño sobre la variación de la forma, se realizó un análisis de covarianza sobre la variable de forma I, utilizándose sitio/año como factores fijo y el centroide como covariable. Previo a esto, se realizó un análisis de regresión lineal, entre la primera variable de forma (variable dependiente) y el centroide (variable independiente), para validar la asociación positiva entre ambas y permitir la realización del análisis de covarianza.

Resultados

Se encontraron niveles importantes de variación morfológica espacio-temporal en la forma y tamaño del cefalotorax de *S. spinifrons*. La superimposición de las configuraciones de hitos morfológicos sobre un plano cartesiano bi-dimensional, muestra que la espina dorsal (reflejado por el hito morfológico 1) y todo el borde ventral del cefalotórax (representado por los hitos morfológicos 7 y 8), presentan los valores más altos de varianza, tanto, conjunta como en cada eje cartesiano individual (Tabla 6.4.1).

Tabla 6.4.1. Niveles de varianza de cada hito morfológico en el eje de la abscisa (S^2x), la ordenada (S^2y) y varianza conjunta (S^2) obtenido por la superimposición de las configuraciones de individuos de *S. spinifrons*. Se indican en negrita los valores más altos de varianza.

Nº hito	S^2x	S^2y	S^2
1	0,000365	0,000086	0,000451
2	0,000275	0,000030	0,000305
3	0,000054	0,000036	0,000090
4	0,000060	0,000057	0,000117
5	0,000035	0,000049	0,000084
6	0,000056	0,000049	0,000105
7	0,000156	0,000090	0,000246
8	0,000111	0,000088	0,000199
9	0,000069	0,000041	0,000110
10	0,000050	0,000023	0,000073

Las tres primeras variables de forma explicaron el 81,9% de la varianza total de forma (VF 1 = 34,4%; VF 2 = 28,3%, VF 3 = 19,2%). Al confrontar gráficamente la variable de forma 1 y 2 (Fig. 6.4.8a), se observa un solo agrupamiento, donde sólo los individuos de Quita Calzón recolectados en septiembre del año 2012, muestran en promedio, una leve segregación hacia el espacio de los valores más bajos de la variable de forma 1. Esta separación espacial es corroborada por la diferencia estadísticamente significativa que existe entre este sitio (con valores más bajos para la variable de forma 1) y el resto de los grupos analizados (ANDEVA una vía:

$p > 0,001$; prueba *a posteriori* de Tukey HSD $p > 0,001$). La variable de forma 3, al igual que la variable de forma 2, no mostró segregación morfológica de sitios (Fig. 6.4.8b).

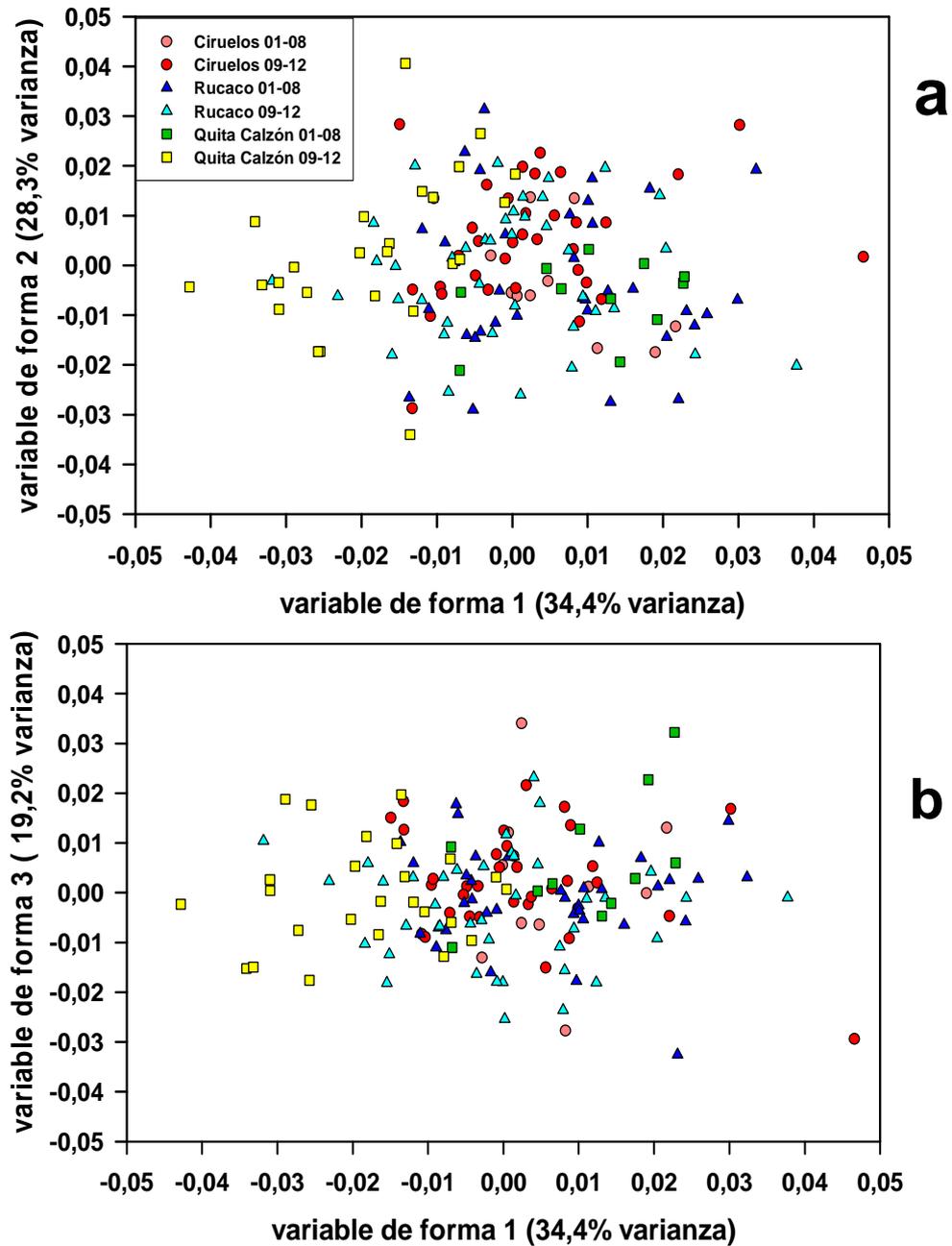


Figura 6.4.8: a) Confrontación gráfica de las ponderaciones de las variables de forma 1 y 2, b) Confrontación gráfica de las ponderaciones de las variables de forma 1 y 3. Variables calculadas en base a observaciones realizadas sobre el cefalotórax de *S. spinifrons*; cada punto representa un individuo.

El análisis de variación del tamaño corporal (Fig. 6.4.9), muestra que los individuos de Quita Calzón recolectados durante enero 2008 y septiembre 2012, presentaron en promedio tamaños corporales mayores y menores respectivamente, difiriendo significativamente del resto de los sitios, exceptuando la comparación entre Ciruelos enero 2008 y Quita Calzón septiembre 2012. Por otra parte, los resultados del análisis de covarianza muestran (en concordancia con el ANDEVA de una vía), que sólo los camarones recolectados en el sitio Quita Calzón durante septiembre de 2012 son diferentes del resto de los camarones recolectados en los otros sitios (ANCOVA 1 Vía; $p < 0,001$). Morfológicamente, la configuración consenso de los individuos de Quita Calzón del año 2012 muestra que los individuos provenientes de este muestreo presentaron una mayor compresión cefalotóraxica y una mayor elongación de la espina rostral, en proporción al tamaño del cefalotórax, que el resto de los grupos comparados (Fig. 6.4.10).

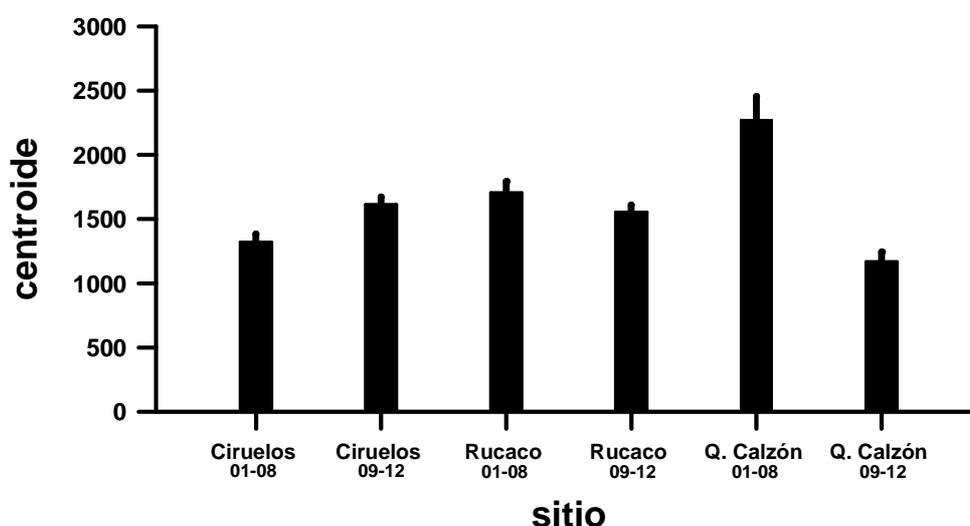


Figura 6.4.9. Variación del tamaño geométrico (centroide) de *S. spinifrons* por sitio y año; las barras negras indican un error estándar.

Figura 6.4.10. Configuraciones consenso para cada sitio y año en línea continua y puntos rojos. En línea punteada y puntos negros se muestra la configuración consenso correspondiente al sitio Quita Calzón (septiembre 2012), la que es replicada sobre las configuraciones de los otros sitios.

Conclusiones

La presente aproximación exploratoria de aplicación de morfometría geométrica sobre el cefalotorax de *S. spinifrons*, mostró diferenciación morfológica para los individuos provenientes del sitio Quita Calzón, ubicado en la porción media del río Calle Calle (fuera del humedal del río Cruces). Los camarones provenientes de este sitio fueron diferentes en tamaño, respecto de los sitios Ciruelos y Rucaco para los dos períodos temporales analizados (enero 2008 y septiembre 2012) y en forma solo para el muestreo de septiembre 2012.

Los sitios Ciruelos y Rucaco, muestran diferencias significativas en calidad de agua (e.g. conductividad, concentración de sólidos disueltos y sulfatos) y se encuentran ubicados aguas arriba y aguas abajo de la desembocadura del efluente de la planta de Celulosa Arauco Valdivia. Aun así, los camarones estudiados no difirieron morfológicamente entre sí durante los muestreos de enero 2008 y septiembre 2012.

No se detectaron especímenes de *S. spinifrons* con malformaciones del cefalotórax.

Cabe resaltar que, los resultados anteriores requieren de otros análisis, a fin de corroborar la generalidad de las conclusiones arriba mencionadas. Entre estos está el estudio de la diversidad y estructura genética poblacional de individuos capturados dentro y fuera del humedal del río Cruces.

Referencias

Bahamonde, N., Carvacho, A., Jara, C., López, M., Ponce, F., Retamal, M.A. & Rudolph, E. (1998). Categorías de conservación de decápodos nativos de aguas continentales de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural de Chile* 47: 91-100.

Bissaro, F.G., Gomes-jr, J.L. & Madeira Di Benedetto, A.P. (2012). Morphometric variation in the shape of the cephalothorax of shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* on the east coast of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* available on CJO2012. doi:10.1017/S0025315412000409.

Bookstein, F.L. (1991). *Morphometric tools for landmark data. Geometry and biology*, Cambridge University, Press. New York.

Martínez, A.W. & Rudolph, E.H. (2010). Primera descripción de un caso teratológico en el camarón de río del sur *Samastacus Spinifrons* (Philippi, 1882) (Decapoda: Parastacidae). *Boletín de Biodiversidad de Chile* 2: 3-9.

Monteiro, L.R. & Reis, S.F. (1999). *Principios de morfometría geométrica*. 1^o Edition, Ribeirão Preto: Editora Holos.

Monteiro, L.R. & Abe, A.S. (1999). Functional and historical determinants of shape in the scapula of Xenarthran mammals: evolution of a complex morphological structure. *Journal of Morphology* 241: 251-263.

Rohlf, F.J. & Slice, D. (1990). Extensions of the Procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Systematic Zoology* 39: 40-59.

Rohlf, F.J. (1999). Shape statistics: Procrustes superimpositions and tangent spaces. *Journal of Classification* 16: 197-223.

Rohlf, F.J. (2008). tpsRelw 1.46. Computer Program, SUNY at Stony Brook, New York.

Sharma, M.P., Sharma, S., Gael, V., Sharma, P. & Kumar, A. (2006). Water Quality Assessment of Behta River Using Benthic Macroinvertebrates. *Life Science Journal* 3: 69-74.

Suárez-Serrano, A., Alcaraz, C., Ibañez, C., Trobajo, R. & Barata, C. (2010). *Procambarus clarkii* as a bioindicator of heavy metal pollution sources in the lower Ebro River and Delta. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 280-286

Rudolph, E.H. (2002). Sobre la biología del camarón de río *Samastacus spinifrons* (Philippi, 1882) (Decapoda, Parastacidae). *Gayana* 66: 147-159.

Rudolph, E., Retamal, F. & Martínez, A. (2010). Cultivo de camarón de río *Samastacus spinifrons*: ¿una nueva alternativa para la diversificación de la acuicultura chilena?. *Latin American Journal of Aquatic Research* 38: 254-264.

Webb, D. (2011). Freshwater shrimp (*Palaemonetes australis*) as a potential bioindicator of crustacean health. *Environmental Monitoring and Assessment* 178: 537–544.

6.5) GENERACIÓN DE UN PROGRAMA DE SEGUIMIENTO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y RÍOS TRIBUTARIOS

Se detalla a continuación el Programa de Monitoreo Ambiental que se propone para el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Los objetivos del mismo son: i) evaluar la variabilidad espacio - temporal del componente abiótico y biótico del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, ii) integrar los resultados del programa de monitoreo propuesto con los de otros programas, cuya modalidad de recolección de datos y análisis sean similares a los de este programa y iii) integrar el conocimiento ecológico local con los estudios de los componentes abióticos y bióticos del medio acuático, a fin de integrar diferentes actores en el seguimiento del estado ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Monitoreo de variables físicas, químicas y biológicas en el medio acuático

La Tabla 6.5.1 muestra los componentes abióticos (variables físicas y químicas) y bióticos (variables biológicas), que en base a la experiencia de los integrantes del equipo de trabajo, deben estar necesariamente incluidos en un monitoreo ambiental del medio acuático del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Tabla 6.5.1. Variables físicas, químicas y biológicas a ser incluidas en el Programa de Monitoreo del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Monitoreo de variables físicas y químicas del agua y sedimentos

Variabes físicas y químicas en aguas superficiales	Periodicidad de muestreo	Estaciones
Temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto.	Continuo y en línea.	<p>Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1.</p> <p>Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig.6.5.1.</p> <p>Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.</p>
Sólidos suspendidos particulados y transparencia del agua.	Mensual.	<p>Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1.</p> <p>Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1.</p>

		Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.
Carbono orgánico total, nutrientes, coliformes totales y fecales, nutrientes, metales pesados disueltos y suspendidos (hierro, aluminio, manganeso, cobre, cadmio, plomo, zinc, mercurio y arsénico) y compuestos orgánicos persistentes (ácidos grasos y resínicos y AOX).	Estacional (períodos de máximo y mínimo caudal).	Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1. Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1. Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.
Mediciones de dioxinas y furanos. Nota: <i>se sugiere analizar en principio muestras de cuatro de las ocho estaciones para evaluación de presencia de dioxinas y furanos (estaciones 1, 2, 4 y 7). Si se encontrasen indicios de tales compuestos en las muestras de esas estaciones, se analizarán también las de las cuatro restantes. Estas últimas habrán sido mantenidas acorde protocolos estándares, para este tipo de procedimientos.</i>	Una vez al año (período de menor caudal).	Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1. Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1. Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.

Variables físicas y químicas en sedimentos	Periodicidad de muestreo	Estaciones
<p>Textura, granulometría, materia orgánica, carbono orgánico total y redox.</p> <p>Metales pesados (hierro, aluminio, manganeso, cobre, cadmio, plomo, zinc, mercurio y arsénico), compuestos orgánicos persistentes (ácidos grasos y resínicos, AOX y EOX) y mediciones de dioxinas y furanos.</p> <p>Nota: <i>se sugiere analizar en principio muestras de cuatro de las ocho estaciones para evaluación de presencia de dioxinas y furanos (estaciones 1, 2, 4 y 7). Si se encontrasen indicios de tales compuestos en las muestras de esas estaciones, se analizarán también las de las cuatro restantes. Estas últimas habrán sido mantenidas acorde protocolos estándares, para este tipo de procedimientos.</i></p>	<p>Una vez al año (período de menor caudal).</p>	<p>Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1.</p> <p>Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1.</p> <p>Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.</p>

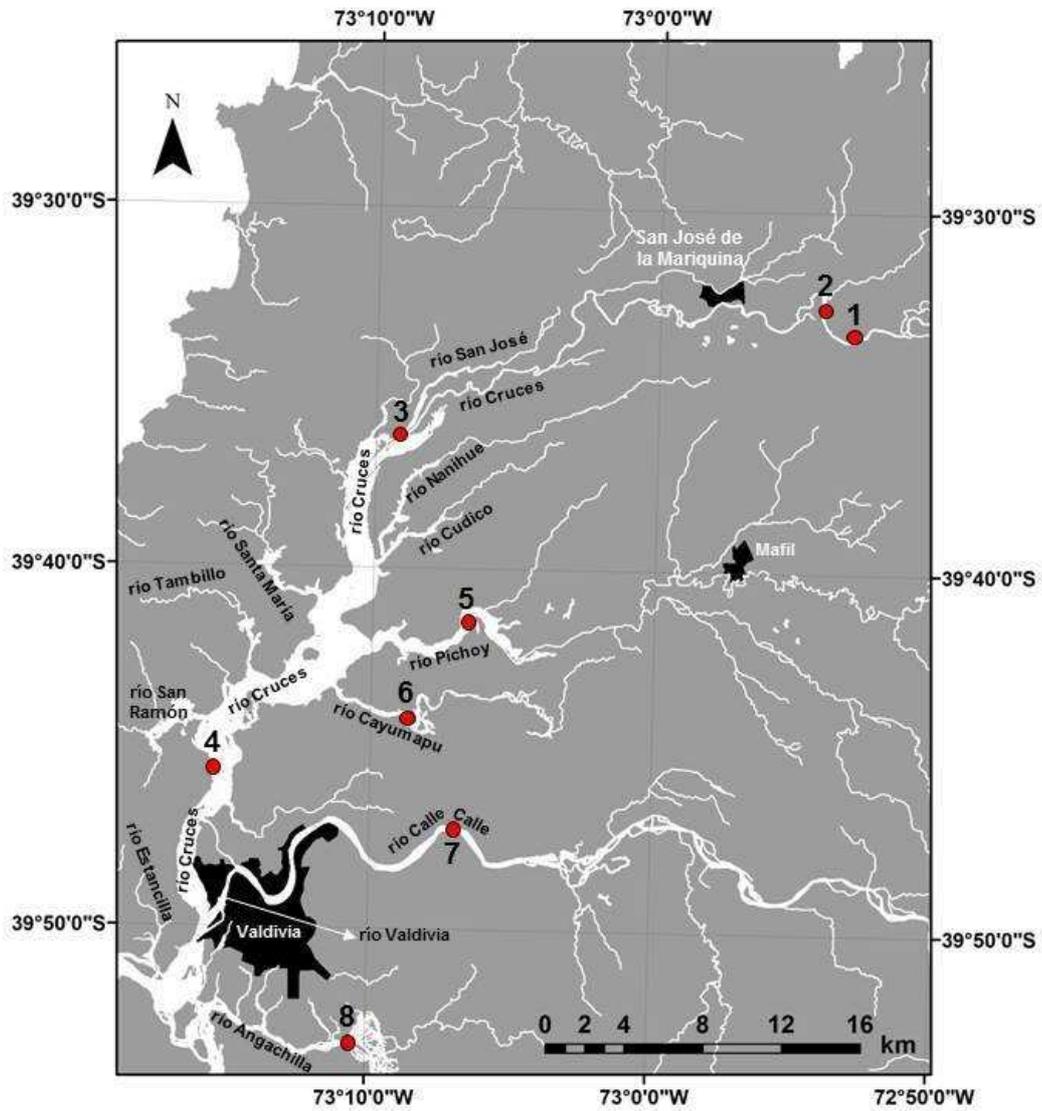


Figura 6.5.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el monitoreo del agua superficial y sedimentos del área de estudio.

Monitoreo de variables biológicas

Variables	Periodicidad de muestreo	Estaciones
Riqueza de especies y cobertura de macrófitas acuáticas.	Dos veces al año (a fines del verano o período de menor caudal y durante la primavera).	<p>Eje central del río Cruces: estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.2.</p> <p>Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.2.</p> <p>Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.2.</p>
Cobertura de macrófitas y calidad de agua (concentraciones de sólidos suspendidos particulados).	Una vez al año.	Todo el humedal vía análisis de imágenes satelitales y fotografías obtenidas vía UAV (“Unmanned Aerial Vehicles”).
Riqueza de especies y abundancia de la macrofauna de fondos sedimentarios.	Dos veces al año (a fines del verano o período de menor caudal y durante la primavera).	<p>Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1.</p> <p>Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1.</p> <p>Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.</p>
Riqueza de especies y abundancia de la macrofauna de fondos ritrales o pedregosos.	Dos veces al año (a fines del verano o período de menor caudal y durante la	Eje central del río Cruces: estación R1 (sector Ciruelos), R2

	primavera).	(sector Rucaco), R3 (sector Carriquilda); Fig. 6.5.3. Fuera del humedal: estación R4 (río Calle Calle); Fig. 6.5.3.
Abundancias poblacionales de camarones.	Dos veces al año (a fines del verano o período de menor caudal y durante la primavera).	Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1. Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1. Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.
Riqueza de especies y abundancias poblacionales de la ictiofauna.	Dos veces al año (a fines del verano o período de menor caudal y durante la primavera).	Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 3 (Fuerte San Luis), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.1. Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.1. Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.1.
Estado sanitario de la ictiofauna.	Dos veces al año (a fines del verano o período de menor caudal y durante la primavera).	Eje central del río Cruces: estación 1 (sector Ciruelos), estación 2 (sector Rucaco), estación 4 (Punucapa); Fig. 6.5.4.

Ríos tributarios del humedal: estación 5 (río Pichoy) y estación 6 (río Cayumapu); Fig. 6.5.4.

Fuera del humedal: estación 7 (río Calle Calle) y estación 8 (río Angachilla); Fig. 6.5.4.

Riqueza de especies y abundancias poblacionales de anfibios y reptiles.	Estacional (otoño y primavera).	A determinar según resultados del diagnóstico que se realizará durante marzo 2014 – febrero 2015 (Convenio UACH – ARAUCO).
Riqueza de especies y abundancias poblacionales de la avifauna.	Cada mes y en base a datos de CONAF.	Los mismos sectores que muestra CONAF.
Abundancias poblacionales de los mamíferos acuáticos.	A determinar según los resultados del diagnóstico.	A determinar según los resultados del diagnóstico que se realizará durante marzo 2014 – febrero 2015 (Convenio UACH – ARAUCO).

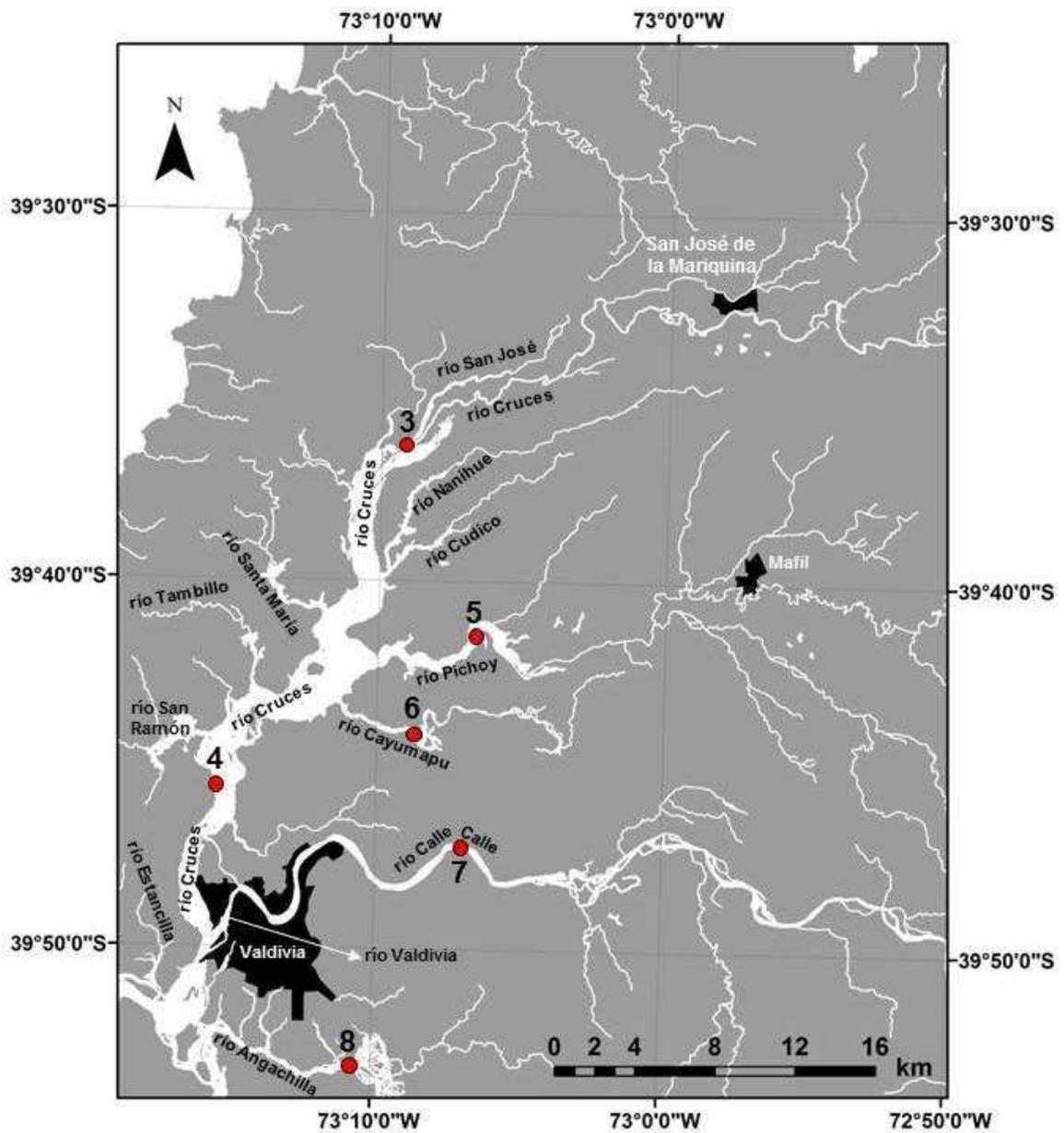


Figura 6.5.2. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el monitoreo de las macrófitas acuáticas en el área de estudio.

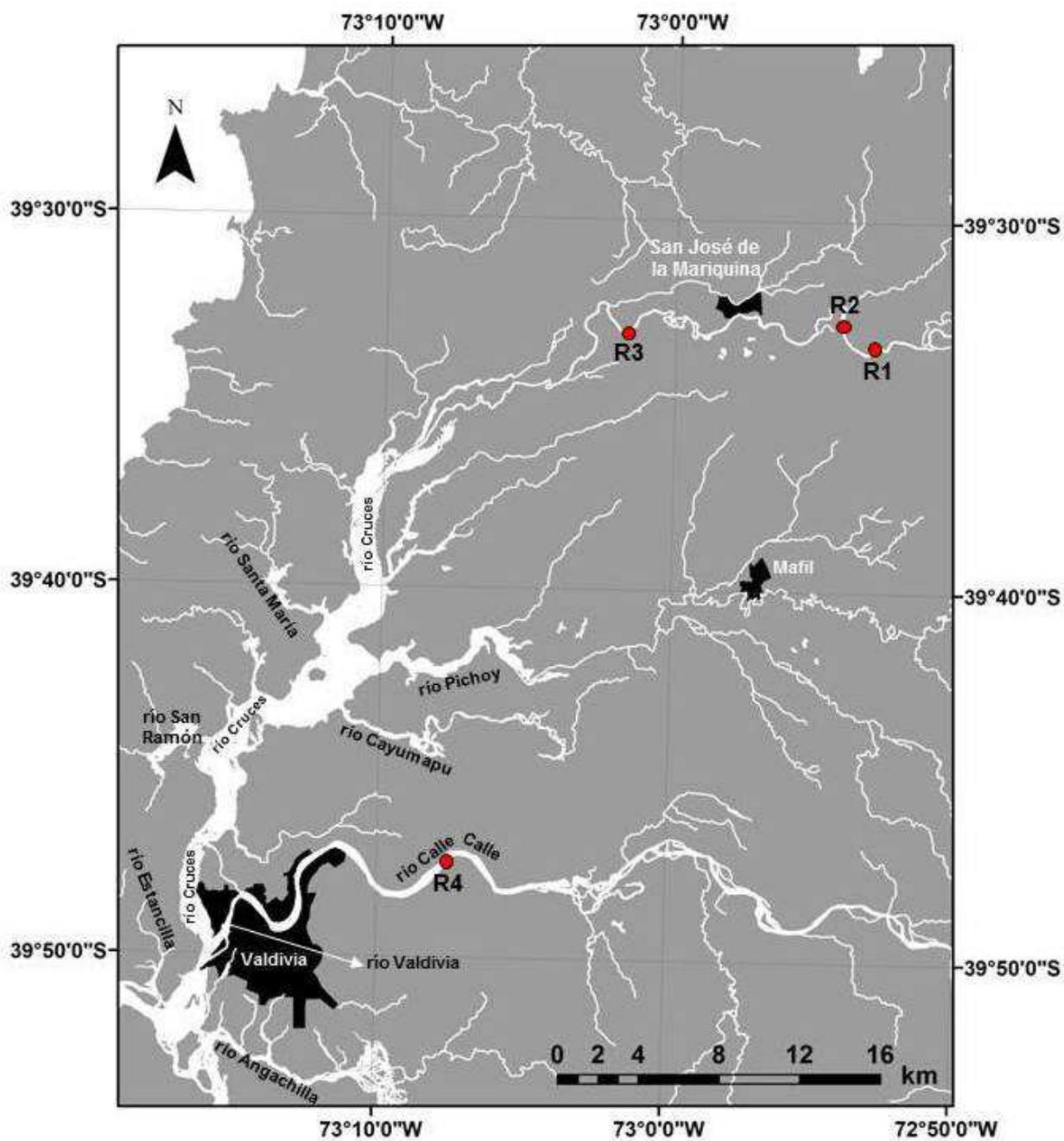


Figura 6.5.3. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el monitoreo de la fauna de fondos ritrales o pedregosos. R1 = río Cruces, sector Ciruelos, R2 = río Cruces, sector Rucaco, R3 = río Cruces, sector Carriquilda, R4 = río Calle Calle.

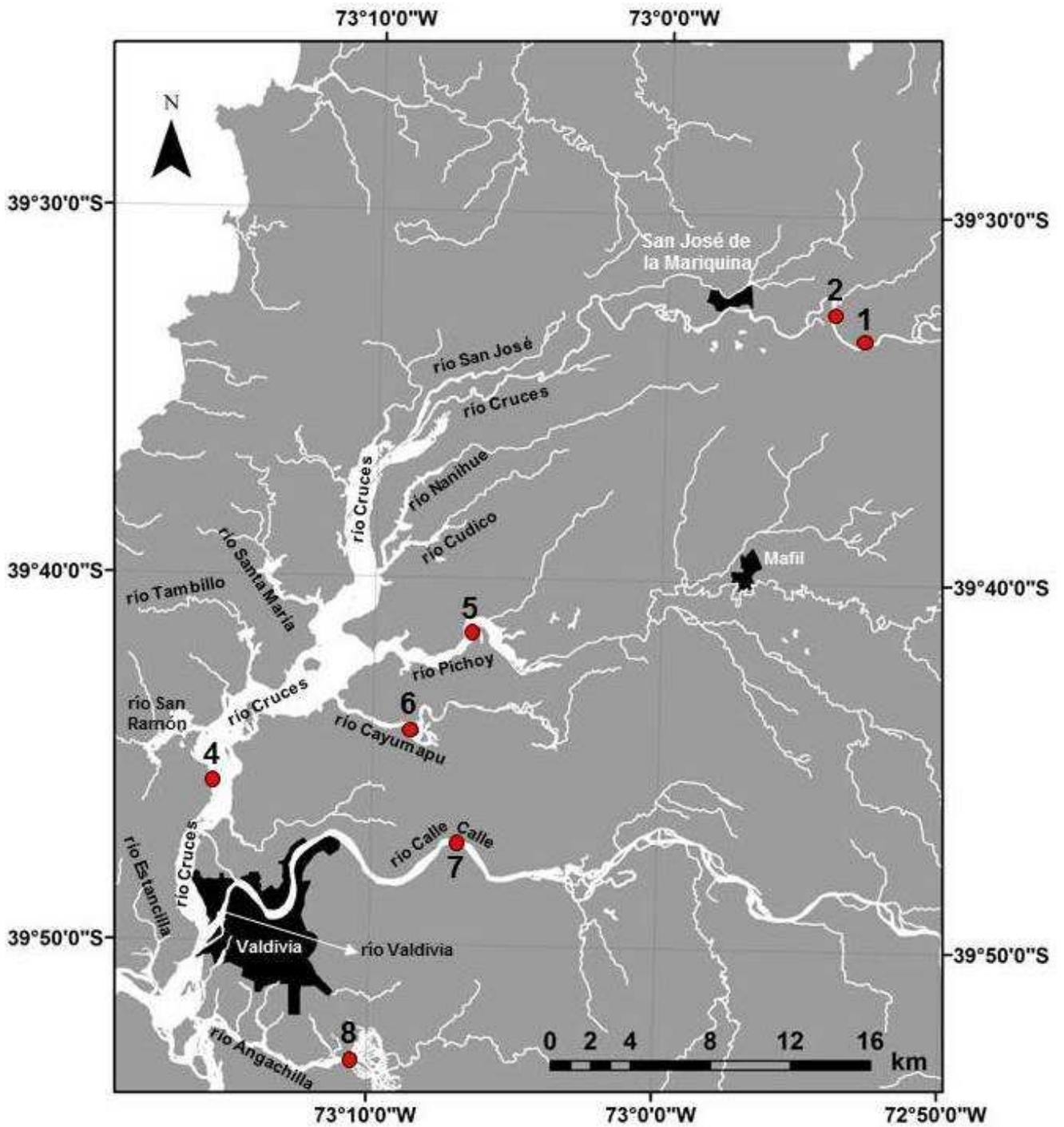


Figura 6.5.4. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el monitoreo del estado sanitario de la ictiofauna.

Monitoreo basado en el conocimiento ecológico local

Especial atención requieren las acciones y análisis de monitoreo que surgen del conocimiento ecológico local. Este aspecto se vincula con la participación social en el seguimiento e investigación sobre ecosistemas sometidos a amenazas. Esto es especialmente válido en situaciones de crisis, en las que el conocimiento local es un medio de empoderamiento de las comunidades para poder ejercitar sus propias habilidades de interpretación y gestión, posibilitando un mayor control del proceso de desarrollo sustentable. Lo anterior implica el internalizar procesos metodológicos que faciliten la co-construcción de conocimiento; es decir, la creación de espacios para generar conocimiento en interface entre los tipos de conocimiento y de los actores que los acogen y generan (Blaikie *et al*, 1997).

En este ámbito del monitoreo, se tendrán presentes los siguientes criterios:

- Sustentabilidad del humedal.
- Participación social.
- Valoración de interfaces de conocimientos.
- Aprendizaje social.
- Eficacia.
- Eficiencia.

Los indicadores específicos basados en el conocimiento ecológico local, a introducir en el programa de monitoreo del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, surgirán del Programa de Diagnóstico que, como se establece en el documento correspondiente, tiende a establecer:

- El conocimiento e interpretación de percepciones y experiencias significativas de actores locales sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

- La identificación, descripción y localización de transformaciones en el estado de las aguas, flora y fauna del humedal.
- La identificación y descripción de amenazas significativas para el humedal.
- Las indicaciones para incorporar al programa de monitoreo ambiental y capacidad/voluntad para co-participar de este proceso.
- La selección de aspectos del estado del humedal y de sus programas de gestión, en los que se requiere de interfases o articulaciones dinámicas entre científicos, informantes comunitarios y otros actores vinculados a la gestión y sustentabilidad del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Los indicadores basados en el conocimiento ecológico local, se refieren a aspectos naturales, sociales, y económico productivos con énfasis en aquellas percepciones y experiencias que sean indicativas de riesgos y amenazas para el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

METODOLOGIAS

Monitoreo de variables físicas, químicas y biológicas en el medio acuático

A continuación se entregan las metodologías a utilizar en el monitoreo de variables físicas, químicas y biológicas, en el medio acuático del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Monitoreo de variables físicas y químicas del agua

Las variables físicas y químicas a monitorear en el agua de los sitios de estudio, son:

- Temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto.

- Concentración de sólidos suspendidos particulados y transparencia del agua.
- Concentración de carbono orgánico total.
- Concentración de nutrientes (fósforo total, fósforo soluble, nitrito, nitrato, amonio y nitrógeno total).
- Concentración de bacterias coliformes totales y fecales.
- Concentración de metales pesados (fracción disuelta y particulada) (hierro, aluminio, manganeso, cobre, cadmio, plomo, zinc, mercurio y arsénico).
- Concentración de compuestos orgánicos persistentes incluyendo ácidos grasos, ácidos resínicos y compuestos Organo-Halogenados Adsorbibles (AOX).
- Medición de dioxinas y furanos (17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 1972).

Las metodologías de mediciones *in situ* y análisis de laboratorio para monitoreo de variables físicas y químicas en aguas superficiales son:

- Temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto: uso de sensores multi-paramétricos para mediciones *in situ* y obtención de datos en línea (Unidades: °C, unidades de pH, uS/cm y mg/L, respectivamente).
- Sólidos suspendidos particulados: método gravimétrico (Unidad: mg/L).
- Transparencia: uso de Disco Secchi para mediciones *in situ* (Unidad: m).
- Carbono orgánico total: método de combustión catalítica (Unidad: % C).
- Nutrientes: (fósforo total, fósforo soluble, nitrito, nitrato, amonio): mediante absorción molecular (Unidades: mg/L, amonio; umol/L).
- Bacterias coliformes totales y fecales: metodología de cultivo y recuento de colonias (NMP/100 ml).
- Metales pesados: i) separación de la fracción disuelta de la particulada mediante filtración de las muestras con una membrana de 0,45 um de

tamaño de poro, y ii) cuantificación mediante espectroscopia de masa de plasma inductivamente acoplado (ICP-MS). El mercurio se analizará por espectrometría de absorción atómica de vapor frío (Unidades: metales disueltos: ug/L y metales particulados: ug/g).

- Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: ug/L).
- Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: ug/L).
- Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación microcoulombimétrica con adsorción en carbono activado (Unidad: mg/L).
- Dioxinas y furanos: Cromatografía gaseosa de alta resolución con detección de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) y preparación automática de muestras (FMS) utilizando Extracción en Fase Sólida (SPE) (Unidad: ng/L).

Se obtendrán dos réplicas en cada estación seleccionada para los análisis de calidad del agua superficial.

Monitoreo de variables físicas y químicas del sedimento

Las variables físicas y químicas a monitorear en los sedimentos del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, son:

- Textura, granulometría y contenido de materia orgánica y carbono orgánico total.
- Potencial óxido - reducción o redox.
- Concentración de metales pesados (hierro, aluminio, manganeso, cobre, cadmio, plomo, zinc, mercurio y arsénico) medida con ICP - ms ("Inductive Coupling Plasma" con detector de masas).

- Concentración de compuestos orgánicos persistentes incluyendo ácidos grasos, ácidos resínicos, Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX) y Compuestos órgano-Halogenados Extraíbles (EOX).
- Medición de dioxinas y furanos (17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 1972).

Las metodologías de obtención de las muestras y análisis de laboratorio son:

- Obtención de las muestras: mediante dragas o toma - testigos de sedimento.
- Textura y granulometría: textura mediante metodología de tamizado en húmedo (Anderson *et al.* 1981) y granulometría de la arena mediante de velocidad de decantación de las partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973) (Unidades: % para análisis texturales y micrones para granulometría).
- Materia orgánica: calcinación y gravimetría (Unidad: % de materia orgánica por clase textural).
- Carbono orgánico total: combustión catalítica (Unidad: % C).
- Potencial redox: uso de sonda con electrodo para medición de potencial (óxido – reducción).
- Metales pesados: mediante espectroscopia de emisión óptica de plasma inductivamente acoplado (ICP-OES) (Unidad: ug/g). El mercurio se analizará por espectrometría de absorción atómica de vapor frío (Unidad: ug/g).
- Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: ug/g)
- Ácidos resínicos: .cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: ug/g).
- Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación microcoulombimétrica con adsorción en carbono activado (Unidad: mg/kg).

- Compuestos Órgano-Halogenados Extraíble (EOX): titulación microcoulombimétrica con extracción en hexano. (Unidad: mg/kg).
- Dioxinas y furanos: Cromatografía gaseosa de alta resolución con detección de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) y preparación automática de muestras (FMS) utilizando Extracción Presurizada Líquida (PLE) (Unidad: ng/g).

Se obtendrán dos réplicas en cada estación seleccionada para los análisis de calidad de sedimentos.

Monitoreo de variables biológicas

Las variables biológicas a monitorear y metodologías de análisis son:

- **Riqueza de especies y cobertura de macrófitas acuáticas**

Mediciones de cobertura *in situ* de las distintas macrófitas acuáticas presentes en cada sitio de muestreo y señalados en Figura 3. Mediciones de cobertura en fotografías obtenidas con sistemas UAV (“Unmanned Aerial Vehicles”).

- **Cobertura de macrófitas y calidad de agua (sólidos suspendidos particulados)**

Análisis de imágenes captadas por las misiones satelitales Landsat, a una resolución de 30 m.

- **Riqueza de especies y abundancia de la macrofauna de fondos sedimentarios**

Uso de toma testigos y obtención de muestras en los sectores señalados en Figura 2. Cálculos de Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977) y análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) para evaluar eventuales asociaciones faunísticas entre

estaciones de muestreo (uso de paquete estadístico PRIMER, Carr 1997). Se obtendrán cinco réplicas por estación de muestreo.

- **Riqueza de especies y abundancia de la macrofauna de fondos ritrales o pedregosos**

Uso de redes surber y obtención de muestras en los sectores señalados en Figura 4. Cálculos de Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977) y análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) para evaluar eventuales asociaciones faunísticas entre estaciones de muestreo (uso de paquete estadístico PRIMER, Carr 1997). Se obtendrán cinco réplicas por estación de muestreo.

- **Abundancias poblacionales de camarones**

Uso de pesca eléctrica y obtención de muestras en los sectores que se indican en Figura 2. Conteos y mediciones de tamaños corporales. Se obtendrán cinco réplicas por estación de muestreo.

- **Riqueza de especies y abundancias poblacionales de la ictiofauna**

Uso de pesca eléctrica y obtención de muestras en los sectores que se indican en Figura 5. Conteos, mediciones de tamaños y pesos corporales, determinaciones de relaciones longitud – peso, índice gonádico, cálculos de Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977) y análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) para evaluar eventuales asociaciones faunísticas entre estaciones de muestreo (uso de paquete estadístico PRIMER, Carr 1997). Se obtendrán tres réplicas por estación de muestreo.

- **Estado sanitario de la ictiofauna**

Uso de pesca eléctrica y obtención de peces en los sectores que se indican en Figura 5. Mediciones de concentración de metales pesados (hierro, aluminio, manganeso, cobre, cadmio, plomo, zinc, mercurio y arsénico) y compuestos orgánicos persistentes incluyendo ácidos grasos, ácidos resínicos, AOX y dioxinas y furanos en tejidos hepáticos y musculares de peces. Identificación de eventuales enfermedades infecto-contagiosas (de origen bacteriano, viral, parasitario o micótico), así como tóxicas y

carenciales y de la presencia de agentes patógenos y/o potencialmente patógenos en peces en Laboratorio de Biotecnología y Patología Acuática de la UACH (Laboratorio Nacional de Referencia por Res. Ex. N° 1448 de SERNAPESCA, desde julio de 2011. Evaluación del estado inmunitario de la ictiofauna mediante la determinación de parámetros de respuesta inmune en el mismo laboratorio anteriormente mencionado. Análisis histopatológicos de tejidos de peces (cerebro, hígado, riñón, páncreas, corazón, branquias, estómago, ciegos pilóricos, gónadas y epidermis) en Instituto de Patología Animal de la UACH.

• **Riqueza de especies y abundancias poblacionales de ranas y reptiles**

Realización de prospecciones diurnas y nocturnas (10 - 18 pm y 20 - 22 pm, respectivamente) para ranas y solo diurnas para reptiles (la tortuga exótica *Trachemys scripta elegans*) durante otoño y primavera y en sectores a determinar según resultados del Programa de Diagnóstico.

• **Riqueza de especies, abundancias poblacionales y estado sanitario de la avifauna**

Análisis de los censos mensuales de la avifauna presente en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (fuente: CONAF). Obtención anual de tejidos hepáticos y musculares del cisne de cuello negro y de cormoranes, para evaluar concentraciones de metales pesados y compuestos orgánicos persistentes en aves herbívoras y carnívoras (cisnes y cormoranes, respectivamente).

• **Abundancias poblacionales de los mamíferos acuáticos**

Realización de avistamientos, censos, capturas, registros vía trampas cámaras trampa e identificación de señales indirectas de presencia) de coipos, huillines y visones en períodos y sitios a determinar según resultados del Programa de Diagnóstico.

Monitoreo basado en el conocimiento ecológico local

Las acciones consistirán en la identificación y selección de los sistemas de variables y sus correspondientes indicadores en base al conocimiento ecológico local y a los aportes de científicos y técnicos.

Los sistemas de variables están referidos a acciones antrópicas relativas a calidad del agua, fauna acuática, uso del suelo, actividades productivas y sus efluentes, proyectos inmobiliarios y servicios ecosistémicos, entre otras. Se considerarán especialmente aquellos que surjan de los riesgos y amenazas identificadas en el Programa de Diagnóstico y en las acciones de interfaz entre los actores sociales informantes, técnicos de instituciones del estado (CONAF, MMA, SAG, SRS, DGA) y científicos. Los análisis se basarán en el funcionamiento de una “plataforma de multiactores” (Warner *et al.*, 2002).

En relación a los sistemas de variables y el conocimiento ecológico local relativos a fenómenos sociales y económicos productivos, se definirá la periodicidad y los mecanismos de las observaciones, mecanismos de ellas, así como las formas de participación de actores locales en el monitoreo de los indicadores basados en el conocimiento ecológico local.

Por otra parte, se analizará en la “plataforma de multiactores”, la integración de aportes del conocimiento local en el monitoreo de las variables físico químicas del agua y sedimentos y en el de las variables biológicas. Es decir, se incluirán en actividades específicas del monitoreo a actores locales, los cuales - con entrenamiento previo - actuarán como observadores ambientales del humedal. Ello permitirá aumentar de manera considerable la frecuencia espacial y temporal en la obtención de los datos ambientales del humedal, actividades que podrían ser llevadas a cabo en varios sitios o puntos de observación y con frecuencias mayores a las planificadas por la parte científica. Algunas de las variables físicas y biológicas que podrían ser monitoreadas por estos actores locales y observadores del humedal están:

- Color del agua.
- Presencia de lucheillo y otras macrófitas acuáticas.
- Presencia y abundancia de ranas y reptiles.
- Presencia y abundancia de cisnes, taguas y garzas.
- Presencia y abundancia de coipos y visones.

Los objetivos y características de este aspecto de los resultados y acciones de monitoreo se describen sintéticamente en la siguiente Tabla:

VINCULACIONES CON EL MEDIO SOCIAL			
OBJETIVOS	ALCANCES	ACCIONES	ARTICULACIONES
Valorar y fortalecer el conocimiento ecológico local.	Comunidades y actores locales del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.	Plataforma de multi actores Involucramiento en el diseño y desarrollo de diagnóstico y monitoreo.	Actores locales junto a científicos, instituciones públicas, privadas y políticas Instituciones científicas universitarias, técnicas y públicas.
		Participación en levantamiento de información Información sobre estado del humedal.	Científicos y técnicos. Científicos y técnicos, dirigentes locales.
Proporcionar información sistematizada sobre el humedal para su gestión.	Instancias vinculadas a la gestión del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.	Informes periódicos según programas y eventualidades.	CONAF, SAG, MMA, DGA, Centro de Investigación de Humedales.
Aportar a investigación científica sobre humedales.	Comunidad científica nacional e internacional.	Selección y divulgación de resultados relevantes.	Centros de investigación.
Contribuir a programas de educación ambiental.	Institucionalidad respectiva.	Distribución de información pertinente.	Centro de Investigación de Humedales CONAF.

Referencias

Anderson, F., L. Black, L. Mayer & L. Watling (1981). A temporal and spatial study of mudflat texture. *North Eastern Geology* 3: 184-196.

Blaikie, P., Brown, K., Stocking, M., Tang L., Dixod, P. & Paul Sillitoeb. (1997). Knowledge in Action: Local Knowledge as a Development Resource and Barriers to its Incorporation in Natural Resource Research and Developmente. *Agricultural System* 55 (2): 217 -237.

Brower, J.E. and Zar, J.E. (1977). *Field laboratory methods for general ecology*. Wm. C.Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa, USA: 192 pp.

Carr, M.R. (1997). *Primer User Manual*. Plymouth Marine Laboratory, Prospect Place, Plymouth PL1 3 DH, United Kingdom: 40 pp.

Emery, K.O. (1938). Rapid method of mechanical analisis of sand. *Journal of Sedimentary Petrology* 8:105-111.

Seward-Thompson, B. & J. Hails. (1973). An appraisal on the computation of statistical parameters in grain size analyses. *Sedimentology* 11: 83-98.

Warner, J., Waalewijn, P & Hilhorst, D. (2002). *Public Participation for Disaster-Prone Watersheds: Time for Multi-Stakeholder Platforms?* Water and Climate Dialogue Thematic Paper. Disaster Sites. No. 6. Wageningen University, Wageningen.