Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias

CONVENIO DE INVESTIGACIÓN
ENTRE
CELULOSA ARAUCO Y CONSTITUCIÓN S.A. Y UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

PROGRAMA DE CONTINUIDAD MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RIOS TRIBUTARIOS 2023-2024

Y

PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS

OCTUBRE 2025

Dirección · Campus Isla Teja · Valdivia · Chile
Casilla 567 · Fono: 56 63 221347 · email: fciencia@uach.cl · www.uach.cl

ÍNDICE

Los temas subrayados, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO"

1. RESUMEN EJECUTIVO 1

2. EL PROGRAMA DE MONITOREO, OBJETIVOS Y CONTEXTO 18

3. COMPONENTE ABIOTICO 19

3.1. VARIABLES ASOCIADAS AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ZONA ALEDAÑA AL HRC: ANALISIS DE DATOS CLIMATICOS DE LARGO PLAZO 19

3.2. VARIABILIDAD MAREAL EN EL HRC Y SUS RIOS TRIBUTARIOS 86

3.3. DEFORMACIÓN SUPERFICIAL EN LA ZONA DEL HRC 118

3.4. AGUA SUPERFICIAL 140

3.4.1. VARIABILIDAD MENSUAL (temperatura, pH, conductividad, SDT, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y transparencia) 150

3.4.2. NUTRIENTES 170

3.4.3. METALES PESADOS 192

3.4.4. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS Y COMPUESTOS ÓRGANO-HALOGENADOS ADSORBIBLES (AOX) 209

3.4.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES 214

3.5. SEDIMENTOS SUBACUATICOS 331

3.5.1. TEXTURA, GRANULOMETRÍA Y CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA 339

3.5.2. CARBONO ORGÁNICO TOTAL 354

3.5.3. PH Y POTENCIAL DE ÓXIDO REDUCCIÓN (POR) 357

3.5.4. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS, AOX Y EOX 361

3.5.5. DIOXINAS Y FURANOS EN EQUIVALENTES TÓXICOS 367

Y EQUIVALENTES TÓXICOS TOTALES
3.5.6. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES **381**

4. COMPONENTE BIOTICO **442**

4.1. MACROFITAS ACUATICAS **442**
4.1.1. ESTIMACIÓN DE COBERTURA MEDIANTE SENSORES REMOTOS **422**
4.1.2. ESTIMACIÓN DE BIOMASA DE LUCHECILLO MEDIANTE SENSORES REMOTOS **458**
4.1.3. PRESENCIA DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS MEDIANTE MUESTREOS *IN SITU* **479**
4.1.4. COBERTURA DE LUCHECILLO MEDIANTE ORTOMOSAICOS **488**
4.1.5. ESTADO DE LUCHECILLO MEDIANTE MUESTREOS DE BIOMASA FRESCA ("STANDING STOCK") **499**
4.1.6. REVISION BIBLIOGRAFICA SOBRE METALES PESADOS Y MACROFITAS ACUATICAS **505**
4.1.7. ESTIMACIÓN DEL ESTADO DE SALUD DEL LUCHECILLO MEDIANTE OBSERVACIONES *EX SITU* Y CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO **526**
4.1.8. PLUMAS DE RESUSPENSION DE SEDIMENTOS, PLANICIES SEDIMENTARIAS Y AFECTACION DEL LUCHECILLO **547**

4.2. ICTIOFAUNA DE RIBERAS **616**
4.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES **628**
4.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUIMICOS EN PUYES **651**

4.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS **687**

4.4. MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES **756**

4.5. CAMARONES (*SAMASTACUS SPINIFRONS*) **778**

4.6. AVIFAUNA ACUATICA
4.6.1. DATA CONAF (PERIODICIDAD MENSUAL (ENERO 1991 - DICIEMBRE 2024) **792**
4.6.2. DATA UACh (PERIODICIDAD ESTACIONAL (NOVIEMBRE 2015 - MARZO 2022) Y MENSUAL (MAYO 2022 – DICIEMBRE 2024) **801**
4.6.3. ANALISIS HISTO PATOLOGICOS Y CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN HIGADOS, RIÑONES Y ENCÉFALOS **845**

DE CISNES DE CUELLO NEGRO

4.7. MAMIFEROS ACUATICOS **884**
4.7.1. COIPOS, VISONES Y HUILLINES **900**
4.7.2. ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS SOBRE CISNES DE CUELLO NEGRO
4.7.3. OFERTA DE PECES EN FERIA FLUVIAL DE VALDIVIA Y ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS DENTRO DEL HRC **906**

5. EQUIPO DE TRABAJO **926**

1. RESUMEN EJECUTIVO

El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este) (HRC de aquí en adelante), tiene un alto dinamismo físico que es transversal a toda el área: la corteza terrestre se levanta a una velocidad aproximada de 1 cm al año y existe una variabilidad mareal que fluctúa aproximadamente entre 30 y 60 cm; es decir, todos los ríos arriba mencionados son humedales estuariales o humedales influenciados por el movimiento del mar, en la costa cercana.

A continuación, se resumen las conclusiones más relevantes del Programa de Monitoreo donde se comparan los datos obtenidos durante el año 2024 con aquellos obtenidos durante el período 2014 - 2023:

Variables asociadas al cambio climático

La precipitación acumulada en Isla Teja, Valdivia, registrada entre los años 1960 y 2024, muestra un patrón de disminución, con distintos indicadores entregando tendencias cualitativas similares, pero sin una coincidencia absoluta en cuanto a la significancia estadística. Esto contrasta con el patrón de precipitación acumulada en el Aeropuerto Pichoy, que presenta solo un indicador significativo de disminución a escala diaria, mientras que no presenta descensos significativos a escala mensual. Al examinar la variabilidad estacional se observan disminuciones significativas en la precipitación acumulada diaria de Isla Teja para las décadas de 1990, 2010 y 2020, mientras que en el caso del Aeropuerto Pichoy, se observan disminuciones significativas para las décadas de 1980, 1990 y 2020. Dado que la cuenca del Rio Cruces se caracteriza por presentar un aporte netamente pluvial, estas disminuciones implican un menor aporte a la escorrentía en el HRC y el área de confluencia de los tributarios con el río Cruces, lo que redundará en menores caudales y nivel del espejo del agua en él HRC.

Las variables hidrológicas analizadas muestran una disminución tanto en el caudal hídrico (registrado entre los años 1970 y 2024) como en la altura del espejo de agua

(registrado entre los años 2000 y 2024), el cual muestra una disminución significativa en sus componentes máximas y mínimas. Esta tendencia se observa también para la variación estacional de ambas variables, que muestra disminuciones significativas para todas las décadas analizadas, así como una disminución en la amplitud entre los máximos de la época invernal y los mínimos de la época estival. Estos datos, obtenidos en un sector del río Cruces ubicado *circa* 15 km aguas arriba del HRC reflejan el impacto de variaciones climáticas de mayor escala geográfica, que abarcan a lo menos la zona norte del río Cruces, lo que, unido a las conclusiones de la sección anterior, hacen necesario que el análisis del flujo y nivel del HRC considere el contexto hidrológico aguas arriba de San José de la Mariquina, al igual que las tendencias regionales en los patrones de precipitación. bre el ciclo hidrológico del HRC.

Variabilidad mareal en el HRC y sus ríos tributarios

Se observó una clara tendencia espacial en la magnitud de la variabilidad mareal acorde el forzamiento estacional, con una mayor amplitud en las estaciones más alejadas de la costa, particularmente en los sectores cercanos a la cabecera del estuario (*e.g.,* Rucaco), disminuyendo progresivamente hacia la Bahía de Corral. Este patrón es consistente con un control hidrológico dominado por las precipitaciones y el caudal fluvial en la parte alta del humedal.

El análisis de la importancia relativa de ambas fuentes de variación en el nivel del espejo de agua del humedal sugiere que las localidades ubicadas entre la Bahía de Corral y San Ramón (canal mareal Cau Cau, canal Punucapa y San Ramón), tienen predominancia de influencia mareal, mientras que Cayumapu, Pichoy, Santa María, San Luis y Rucaco presentan una influencia fluvial creciente.

Deformación superficial en la zona del HRC

Las señales obtenidas a partir de los datos GNSS y DInSAR muestran un claro alzamiento de la superficie terrestre durante el período 2015-2024, no solo en el HRC, sino también en la costa de Valdivia y en la ciudad misma. El alzamiento detectado es de

carácter regional, alcanzando su máximo en la zona del HRC y Valdivia, con valores de aproximadamente 10 mm/año (1 cm/año). Específicamente, el alzamiento acumulado en la estación RCRU es de aproximadamente 150 mm entre 2015 y 2025, lo que evidencia una deformación vertical significativa en esta región. Si se extrapola esta tasa de alzamiento a varias décadas, se podría alcanzar un total de 50 cm en 50 años, destacando la magnitud considerable de este proceso.

Se ha identificado una notable variación estacional en el alzamiento, vinculada al caudal del río Cruces. La existencia de este efecto estacional puede explicarse por la variabilidad en la carga hidráulica, que provoca que la corteza terrestre suba y baje en respuesta a los cambios estacionales del caudal hídrico y las precipitaciones. Esta hipótesis es respaldada por las tendencias observadas en la variabilidad del caudal hídrico y la altura del espejo de agua en el sector de Rucaco (parte superior del HRC), así como en las precipitaciones monitoreadas en Valdivia (ver Capítulo 3.1 de este Informe: Variables asociadas al cambio climático en la zona aledaña al HRC).

Calidad de agua superficial

La conductividad del agua superficial presentó valores más altos y una mayor variabilidad en magnitud en las estaciones agrupadas en el eje central del HRC (*i.e.*, Santa Clara y Punucapa), particularmente durante el período enero a abril (hasta *circa* 1000-5000 µS/cm), temporada de menor caudal hídrico. Asimismo, desde el año 2021 hasta la fecha, se han registrado elevados valores de conductividad en el río Pichoy (hasta *circa* 1000 µS/cm), particularmente durante el mes de febrero. Lo anterior es indicativo que, en el futuro cercano, tales valores podrían tener un incremento mayor (aumento de sales disueltas en el agua), debido a la disminución de las lluvias en el área.

En toda el área de estudio, el agua superficial presenta altas concentraciones s de oxígeno, con valores que fluctúan entre 8 y 14 mg/L. Sin embargo, en el río Cayumapu (estaciones A y B) se han registrado bajas importantes en las concentraciones de oxígeno, particularmente durante la temporada estival (valores inferiores a 4 mg/L), lo que eventualmente podría tener un impacto negativo en la biota acuática circundante.

Hierro y Aluminio disuelto, han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio. No se encontraron tendencias estacionales claras para el Hierro disuelto, en cuanto a la eventual relación concentraciones más altas & tipo de temporada referida a caudal hídrico. Por el contrario, las concentraciones de Aluminio disuelto fueron, en su mayoría, más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico. No se identificaron tendencias estadísticas significativas para el Hierro y Aluminio particulado, en cuanto a en que temporada (referida a caudal hídrico) ocurrieron sus concentraciones más altas.

Durante todo el período de estudio y en base a la técnica utilizada en los análisis, no se detectó la presencia de Ácidos resínicos en el agua superficial del HRC. En general, el agua de las estaciones Ciruelos (aguas arriba del HRC) y Pichoy (río tributario del HRC), han presentado las concentraciones más bajas de AOX. En contraste, la estación Rucaco ha registrado las concentraciones más altas de este compuesto, especialmente durante el período de menor caudal hídrico (abril).

Calidad de sedimentos subacuáticos

La arena (63-2000 micrones) fue la fracción textural de mayor representación en los sedimentos subacuáticos del área de estudio durante el período 2014-2024. Los sedimentos de las estaciones Rucaco, San Luis y Cayumapu A, presentaron las concentraciones más altas de Carbono orgánico total, mientras que, las otras estaciones tuvieron las concentraciones más bajas. Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron Ácidos Resínicos en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2024.

Hasta el año 2021, las concentraciones de AOX fueron más altas en los sedimentos de Rucaco; durante el año 2022, la concentración de este compuesto disminuyó en este sitio, siendo similar a la medida en Ciruelos e inferior a las estimadas para San Luis, Santa Clara, Punucapa y Pichoy (el sitio con la mayor concentración de AOX durante el año 2022). Durante el año 2024, las concentraciones de AOX disminuyeron en los sedimentos

de Rucaco, siendo similares a las estaciones que se encuentran en el eje central del río Cruces y el río tributario Pichoy. A su vez, en la estación Cayumapu A, se registraron las mayores concentraciones, similar a lo observado el año 2023.

En términos generales, los sedimentos de Rucaco y Cayumapu A, han sido los que han mostrado las concentraciones más altas de Dioxinas y Furanos en Equivalentes Tóxicos. En comparación con años anteriores, las concentraciones de estos compuestos durante el año 2024 fueron más bajas en Rucaco, pero más altas en Cayumapu A.

Macrófitas acuáticas

Estudios vía imágenes de sensores remotos

Durante el periodo estival 2023-2025 se observaron cambios en la distribución espacial de todas las macrófitas acuáticas estudiadas, particularmente para el caso del Luchecillo (*Egeria densa*) y Huiro verde (*Potamogeton lucens*). Actualmente, *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presenta una mayor distribución y cobertura que *Potamogeton pusillus*. No se pudo realizar la modelación de esta última especie, debido a que presenta parches muy acotados de distribución.

El estudio de la variación interanual muestra que la distribución y cobertura de las especies de macrófitas acuáticas es un atributo dinámico, sujeto a cambios que pueden ser de escala estacional o interanual, respondiendo a forzantes que pueden ser potencialmente sinérgicos, como la variación estacional e interanual en precipitación y caudal.

Para el caso particular de *Schoenoplectus californicus* (Totora), se observa que su amplia distribución espacial en el humedal - heterogénea y parchosa - se ha visto modificada, mostrando disminuciones en la idoneidad ambiental en sectores del centro y norte del humedal. Estos cambios pueden reflejar tanto variaciones en el vigor vegetacional y color de las plantas, como cambios en su distribución y cobertura. Estas variaciones pueden reflejar el efecto de múltiples forzantes, como cambios en la dinámica

de precipitación y el ciclo hidrológico, así como, como un eventual forzamiento asociado al ciclo sísmico y mareal en el humedal.

Respecto a la biomasa en pie o “Standing stock” del Luchecillo, el presente estudio, muestra que durante el año 2025 ocurrió una importante recuperación con respecto a las disminuciones observadas entre 2021 y 2022, donde el Luchecillo presentó una disminución de un orden de magnitud respecto al valor observado el 2019. Dada la menor abundancia de parches monoespecíficos en el año 2025, no se pudo estimar la biomasa de las otras especies de plantas acuáticas de interés (Huiro verde y Huiro café). Los resultados del presente estudio, así como los análisis realizados a raíz de la variación en cobertura de Luchecillo, indican que la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas del HRC presentan escalas de variación tanto estacionales como interanuales.

Presencia de macrófitas acuáticas mediante muestreos *in situ*

Durante el año 2024, los valores de presencia promedio de *E. densa* y *S. montevidensis*, fueron más altos que durante años precedentes. Por el contrario, durante ese año, las presencias promedio de *P. pusillus* fueron más bajas que durante los años anteriores. A su vez, *P. lucens* y *L. peploides* mostraron durante el año 2024, presencias promedio similares a las de muestreos previos a ese año. Durante el año 2020, solo *E. densa* mostró una marcada baja, en cuanto a presencia se refiere; ese fue el año de la afectación de esta especie en diferentes áreas del humedal.

Durante el período noviembre 2015 - abril 2020 y con excepción de *E. densa*, las presencias promedios *P. lucens*, *P. pusillus*, *L. peploides* y *S. montevidensis*, mostraron valores altos de desviación estándar, lo que refleja la distribución parchosa de las mismas en el HRC. Posterior a abril 2020, los promedios de presencia de las últimas cuatro especies, han seguido mostrando tal tipo de distribución, situación también evidenciada para *E. densa*.

Cobertura del Luchecillo mediante ortomosaicos

El análisis comparativo de ortomosaicos, obtenidos entre los años 2015 y 2024, en 12 sitios del HRC, muestra que la afectación de la cobertura del Luchecillo ocurrida durante el año 2020, no fue uniforme a través del humedal: sitios ubicados en o cercanos a planicies sedimentarias intermareales (aquellos incluidos en la categoría sin recuperación de cobertura), fueron los de mayor afectación, ya que, a diciembre 2024, no muestran recuperación en cuanto a coberturas del Luchecillo se refiere. Por el contrario, sitios ubicados en áreas alejadas de ese tipo de hábitat, la afectación fue menor o esta no ocurrió.

Estado del Luchecillo mediante muestreos de biomasa fresca ("standing stock")

Luego de la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020, su biomasa peso fresco permaneció por al menos dos años (hasta fines del 2022), con valores inferiores a los de enero 2020 (mes de estudio correspondiente al período precedente al de la afectación). A marzo 2024, la biomasa peso fresco del Luchecillo se ha recuperado en el HRC.

Estimación del estado de salud del Luchecillo mediante observaciones *ex situ* y contenidos de Hierro y Aluminio

Se mantiene lo observado históricamente en el HRC: el color, contenidos de sólidos suspendidos totales (sedimentos) y concentraciones de Hierro y Aluminio (primariamente Hierro), son un "proxy" adecuado para definir el estado de salud del Luchecillo en el HRC. Lo anterior, es relevante como estrategia de monitoreo para evaluación espacio temporal de la salud de esta macrófita acuática en el humedal

Plumas de resuspensión de sedimentos, planicies sedimentarias y afectación del Luchecillo

Ya que el Hierro y Aluminio, son los metales más comunes en sedimentos subacuáticos del humedal, se hipotetizó que las concentraciones de las fracciones particuladas y disueltas de estos metales, son más altas dentro de las plumas de dispersión de sedimentos, que fuera de las mismas. Los resultados de este estudio, en cuanto a la hipótesis anteriormente planteada, son contradictorios: mientras que en el sector río Cruces superior, las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, fueron más altas en estaciones ubicadas aguas arriba de la ubicación de las plumas de dispersión de sedimentos o fuera de las plumas, aguas abajo de una planicie sedimentaria intermareal ubicada al interior del río Pichoy y desde la cual se origina una pluma de dispersión de sedimentos, las concentraciones de tales elementos y fracciones, disminuyeron significativamente desde una estación ubicada en la zona adyacente a esa planicie, hasta estaciones ubicadas aguas abajo de la misma.

Los resultados de análisis de componentes principales (ACP), destinados a evaluar los porcentajes de explicación a la variabilidad de los datos de varias variables abióticas estudiadas dentro y fuera de las plumas de dispersión, muestran que aparte de las concentraciones de Hierro y Aluminio, particulados y disueltos, la transparencia del agua, la concentración de sólidos suspendidos totales y la conductividad del agua, contribuyen a explicar la variabilidad observada en sitios con y sin plumas de dispersión de sedimentos.

Ictiofauna de riberas

Diversidad alfa (riqueza y equitabilidad de especies)

La diversidad de peces es mayor en primavera, probablemente por el aumento de temperatura, recursos alimenticios y la expansión temporal de hábitats acuáticos. Las localidades más cercanas a la planta (Ciruelos y Rucaco) tienen más especies, y una distribución más equilibrada entre ellas en términos de su abundancia, sin que pocas

especies dominen al resto. Punucapa es la localidad con menos especies y su comunidad está dominada por unas pocas muy abundantes.

El patrón de más especies con menos individuos en primavera, y menos especies con más individuos en otoño, podría favorecer la coexistencia al reducir la competencia directa entre especies. A lo largo de los 11 años de monitoreo, los cambios detectados no siguieron un patrón único entre localidades, y en general no correspondieron a aumentos o disminuciones sostenidas, sino a fluctuaciones temporales o estabilidad, dependiendo de la métrica y del sitio. Ciruelos mantuvo riqueza estable pero mostró fluctuaciones complejas en q1–q2 y mayor diversidad en primavera; Rucaco y Pichoy presentaron cambios principalmente como fluctuaciones interanuales en q0 (sin tendencia monotónica), con q1–q2 relativamente estables; y Punucapa se mantuvo estable en todas las métricas.

Diversidad beta (cambios en composición)

Las diferencias entre localidades son mayores que entre estaciones, indicando un fuerte efecto espacial en la composición de especies. Ciruelos y Rucaco tienen comunidades más similares entre sí, mientras que Punucapa es la más diferente. En primavera se observa un mayor recambio de especies, lo que sugiere un período más dinámico. Las comunidades de peces son estables entre estaciones, exceptuando Punucapa, donde sí se observaron diferencias marcadas.

En términos temporales, se observa que Pichoy muestra los cambios más suaves en la composición de especies a lo largo de los 11 años del monitoreo, mientras que Punucapa muestra las mayores fluctuaciones. Sin embargo, este contraste debe interpretarse con cautela porque Punucapa cuenta con menos transiciones válidas, lo que puede volver la estimación más sensible a pocos eventos.

Tamaño corporal del puye

El largo promedio de los puyes fue significativamente mayor en primavera en Ciruelos y Rucaco, con una diferencia de aproximadamente 1 cm respecto al otoño.

En Pichoy no se detectaron diferencias estacionales significativas, mientras que en Punucapa el patrón fue levemente inverso, aunque no concluyente. Solo en Rucaco se observó una tendencia temporal significativa en el largo corporal, con un patrón suavemente no lineal a lo largo de los años. En el resto de las localidades (Ciruelos, Pichoy y Punucapa), no se registraron cambios significativos en el largo corporal durante el período 2014–2024. En conjunto, los resultados sugieren una estabilidad general en el tamaño corporal del puye, con variaciones estacionales localizadas.

Elementos y compuestos químicos en puyes

Metales pesados

Tal como observado con anterioridad al año 2024, el Hierro, Aluminio y Zinc, presentaron concentraciones más altas (superiores a 100 µg/g). Mientras que, el Cobre, Plomo y Mercurio, presentaron concentraciones mucho más bajas (inferiores a 6 µg/g). Durante el año 2024 (así como durante todo el período 2014 - 2024), no se detectó Cadmio en los peces estudiados.

El análisis de la data de metales pesados 2014 - 2024, muestra que las concentraciones de Hierro, Aluminio y Zinc, no variaron significativamente ($p>0,05$), ni en el tiempo (años) ni en el espacio (estaciones). La variabilidad de las concentraciones de Cobre no mostró tendencias definidas en cuanto a años, pero sí espacialmente: se detectaron valores significativamente más altos ($p<0,05$) en los puyes de Punucapa, cuando son comparadas con las de los puyes de Ciruelos y Rucaco, las que no difirieron significativamente entre sí ($p>0,05$). Aun cuando se detectaron diferencias inter anuales significativas ($p<0,05$) en las concentraciones de Plomo, estas no muestran tendencias definidas. Finalmente, las concentraciones de Mercurio fueron significativamente más

altas ($p<0,05$) en los puyes de Ciruelos y Rucaco, cuando son comparadas con las de los peces recolectados en Punucapa.

Los resultados de los análisis de regresión, muestran que ninguno de los metales pesados evaluados en los puyes del área de estudio, tiene tendencias significativas a aumentar o disminuir en el tiempo.

Ácidos grasos y AOX

Las concentraciones de Ácidos grasos y AOX en los puyes estudiados, solo presentaron variabilidad significativa en las comparaciones inter anuales ($p<0,05$). Las de los primeros, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2014, a la vez que las de los AOX, hicieron lo propio durante el período 2017 - 2021. Los resultados de los análisis de regresión, muestran que las concentraciones de Ácidos grasos medidas en puyes de Ciruelos y Punucapa, tienden a disminuir significativamente ($p<0,05$) en el tiempo, cosa no observada en los puyes de Rucaco. No se observaron tendencias significativas ($p>0,05$) - ya sea a disminuir o aumentar en el tiempo - en las concentraciones de AOX medidas en los puyes del área de estudio.

Dioxinas y Furanos en EQTs

No se encontraron diferencias inter anuales significativas ($p>0,05$), en las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y EQTs (ng/g), medidas en los puyes del área de estudio. Por el contrario, los resultados de las comparaciones entre estaciones, muestran que las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en los puyes recolectados en Punucapa, que en los de Ciruelos y Rucaco. No se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs, medidas en los puyes de Ciruelos y Rucaco. No obstante esto, los resultados de los análisis de regresión, muestran los

siguientes aumentos significativos ($p<0,05$), desde el inicio de este Programa de Monitoreo: i) EQTs (ng/g) en los puyes de Ciruelos y Rucaco, y ii) Dioxinas (ng/g EQT) en los puyes de Rucaco. No se observaron tendencias significativas ($p>0,05$) en relación a que Dioxinas, Furanos y EQTs en los puyes de Punucapa, hayan disminuido o aumentado en el tiempo.

Las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) en los puyes del área de estudio, son considerablemente inferiores a las reportadas en la literatura o al máximo permitido por la Unión Europea, para peces de consumo humano. En general y de modo intermitente, se ha detectado la presencia de las Dioxinas 2.3.7.8 (TCDD) y 1.2.3.7.8 (PeCDD), así como la de los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF, en los puyes del área de estudio. No se observa una tendencia definida en cuanto a la frecuencia de detección de los compuestos arriba mencionados acorde el sitio de recolección de los puyes.

Macroinfauna de fondos sedimentarios submareales

La composición faunística de la macroinfauna de fondos sedimentarios fue de 5 especies durante el otoño y 6 especies durante la primavera del año 2024; estas corresponden a dos especies de poliquetos, un oligoqueto, un crustáceo y dos insectos. Junto con la composición faunística de la campaña de primavera 2022, han sido las más bajas - en cuanto a número de especies - hasta ahora observada durante el período 2014-2023 (6 taxa). La riqueza más alta de especies se registró en el año 2016 la cual alcanzo a 17 taxa. La variabilidad inter anual en el número de especies no ha sido significativa ($p>0,05$), es decir no ha tendido a disminuir o aumentar en el tiempo.

En general, los valores más altos de abundancia han ocurrido en los sedimentos del sector de Punucapa, con valores más altos durante la primavera del año 2019. La abundancia total de la macroinfauna bentónica no ha mostrado una tendencia significativa al aumento o disminución en el tiempo, lo que sugiere que la misma es un componente bastante estable.

Se ha observado la misma tendencia de años anteriores: oligoquetos de la familia Tubificidae, han sido los taxa que han estado presentes en todos los sitios de estudio y los poliquetos (*Prionospio (M) patagonica* y *Perinereis gualpensis*) han dominado en los sedimentos del sector Punucapa y han estado ausentes en los sectores San Luis y río Pichoy. El anfípodo *Paracorophium hartmannorum* ha sido el taxa dominante en el sector de Punucapa y los insectos Chironomidae, aun cuando han estado presentes en todos los sitios de estudio, pero en muy bajas abundancias, han dominado en los sedimentos del río Pichoy. Se concluye que la macroinfauna de los fondos sedimentarios del HRC, se ha mantenido estable en el tiempo, lo que sugiere que la calidad del sedimento tampoco ha variado de modo significativo.

Macrofauna de fondos ritrales o pedregosos

En el monitoreo del año 2024, se registraron 29 taxa de macroinvertebrados en el área de estudio, correspondiendo la mayoría a insectos acuáticos. La riqueza de especies en este monitoreo ha sido similar a lo registrado desde el año 2014 al año 2023. No se han observado tendencias significativas ($p>0,05$) en la variabilidad temporal de la abundancia de especies, así como en la riqueza de especies, tanto para la estación Ciruelos como para Rucaco.

Los valores del Índice biótico de Hilsenhoff, indican que la calidad del agua durante los muestreos realizados el año 2024 es buena y muy buena, similar a lo registrado en los muestreos realizados entre los años 2014 y 2023. Excepcionalmente en la estación Rucaco en otoño se registró una calidad de agua Excelente (la mejor clase de calidad de agua que se puede registrar con el índice biótico).

El análisis de ordenamiento multidimensional tendiente a evaluar eventuales relaciones taxonómicas entre sitios y estaciones del año, muestra que a una similitud de 40%, se forman cinco grupos. El muestreo ocurrido en otoño y primavera de 2024, para las estaciones Rucaco y Ciruelos, muestra que la composición del ensamble de

macroinvertebrados es similar a la registrada desde el año 2019 al 2023. En general los datos se separan básicamente por años y no por sitios, por ende, se puede hipotetizar que, a partir del año 2019, el conjunto de datos de ambos sitios ha variado en la misma dirección y con mayor homogeneidad taxonómica.

Camarón de río *Parastacus spinifrons*

Las comparaciones inter anuales muestran que la abundancia total de *Samastacus spinifrons* fue mayor el año 2014. En la estación Punucapa se registraron abundancias significativamente más altas ($p<0,05$), que en Rucaco y Pichoy. No se observaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar en cada estación, las abundancias de otoño e invierno. Esto permite hipotetizar, que la variabilidad estacional del caudal hídrico, no afecta negativamente las abundancias de camarones.

Desde el inicio de este Programa de Monitoreo, las abundancias de *Parastacus spinifrons*, muestran una disminución sostenida. Esta disminución podría estar asociada a la modificación antropogénica de las riberas - como la construcción de caminos, viviendas u otras infraestructuras - que habría generado una pérdida o degradación del hábitat natural, afectando áreas clave para la reproducción y alimentación de la especie.

Avifauna acuática

Entre los años 2012 y 2020, las poblaciones de Cisne de cuello negro aumentaron de manera sostenida y estadísticamente significativa ($p<0,05$), alcanzando promedios anuales cercanos a los 13.000 individuos en 2019 y 2020. No obstante, esta tendencia se revirtió abruptamente en los años siguientes, registrándose disminuciones importantes en sus promedios anuales: 5.200 (2021), 3.600 (2022), 3.700 (2023) y 2.893 (2024).

Los datos correspondientes al período noviembre 2015 - diciembre 2024 (data UACh), indican que la distribución espacial de la Tagua común en el humedal del río Cruces presenta patrones definidos y consistentes en el tiempo. Las mayores abundancias de

esta especie se han concentrado en los sectores de Santa Clara & Rialejo, Plaza de Armas, Punucapa y La Dehesa & La Culebra, sectores que coinciden con áreas de mayor cobertura de vegetación acuática, baja energía hidráulica y disponibilidad de hábitats favorables para la alimentación, refugio y nidificación. En contraste, a la fecha de este informe, no se han registrado individuos de esta especie en los sectores del río Cruces superior, ríos Cudico y Nanihue, ni en el canal mareal Cau Cau.

Entre noviembre de 2015 y diciembre de 2024 (data UACh), los registros de abundancia espacial muestran patrones diferenciados para las principales especies de garzas presentes en el humedal del río Cruces: la Garza cuca presentó sus mayores abundancias en el sector San Martín & Santa María, área que además constituye su principal sitio de reproducción dentro del humedal. Le siguieron en importancia los sectores del río Santa María, Plaza de Armas, Pichoy y Cayumapu. La Garza blanca grande mostró una distribución más restringida, con concentraciones máximas en San Martín & Santa María, así como en los ríos Pichoy y Cayumapu. Por su parte, la Garza blanca chica alcanzó sus mayores densidades en los sectores San Martín & Santa María y Cayumapu.

Los resultados de análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre los sets de datos de la UACh y la CONAF, predicen la misma tendencia en la variabilidad de las abundancias de cisnes, taguas, garzas Cuca y Blanca chica. Sin embargo, el grado de certidumbre de las conclusiones que se derivan de esas tendencias es mayor para el Cisne (valores más altos de R^2), lo que puede estar relacionado a la mayor ocupación que muestra esta ave en el HRC. Esto último puede estar relacionado a la gran movilidad del Cisne y a que los censos realizados por CONAF, incluyen para los cisnes un mayor número de sectores que para las otras aves y, por lo tanto, se parecen más a los muestreos que la UACh realiza en todas las riberas del humedal.

Estado sanitario del Cisne de Cuello negro

Los resultados de los estudios realizados con microscopía óptica en los hígados de los cisnes estudiados durante el año 2024, difieren significativamente de aquellos realizados con muestras del período 2004 - 2005. En los órganos analizados durante el año 2024, o no se encontró expresión (aparición) de alteraciones histopatológicas, o de hacerlo, los grados de severidad fueron más bajos que los observados durante el período 2004 - 2005.

En general, no se encontraron diferencias significativas, en los hallazgos microscópicos de los hígados estudiados durante los años 2024 y 2012. Lo anterior, sugiere una distribución relativamente estable de los grados de afectación de los hígados de los cisnes del HRC, durante el período 2024 - 2012 *versus* el de los años 2004 - 2005. El examen microscópico de los riñones de los cisnes estudiados durante el año 2024, mostró mínimas alteraciones histopatológicas en los mismos, a la vez que no se detectaron anomalías estructurales en los tejidos encefálicos, analizados durante el 2024.

Las concentraciones de Hierro en los tejidos hepáticos de las aves estudiadas (además de los renales), fueron significativamente más bajas en los cisnes estudiados durante los años 2024 y 2012, que durante el período 2004 - 2005. El Aluminio solo se detectó en tejidos hepáticos, pero solo en tres cisnes y en concentraciones cercanas al límite de detección de la metodología utilizada. No se registró Aluminio en ninguno de los tejidos renales y encefálicos analizados. Se concluye que el estado sanitario actual de los cisnes de cuello negro – en base a los análisis histopatológicos y de concentraciones de Hierro en tejidos hepáticos no es motivo de preocupación al día de hoy.

Mamíferos acuáticos

El Coipo ha sido el mamífero acuático con la mayor frecuencia de detecciones en el HRC. Durante el período 2015 - 2022, la mayor parte de esas detecciones ocurrieron en

la parte media del humedal; por el contrario, durante los años 2023 y 2024, las detecciones fueron más altas en la parte sur del HRC. Tal cambio, podría estar relacionado a que, en la parte sur del humedal, hay mayor extensión de Totora, macrófita acuática consumida por los coipos. Alternativamente, este desplazamiento espacial podría ser una respuesta frente al aumento en la frecuencia de tránsito de embarcaciones en los sectores medios del humedal (particularmente entre Cayumapu, Isla Rialejo y Santa Clara), lo cual habría provocado que los individuos migraran hacia zonas con menor perturbación antrópica.

Como ha sido la tendencia desde el inicio de este Programa de Monitoreo, las observaciones de huillines se han registrado principalmente en los ríos tributarios del HRC (canal mareal Cau Cau) y las de visones en el área superior del humedal. Continua la depredación de cisnes de cuello negro, por parte de lobos marinos dentro del humedal. Entre julio 2018 y diciembre 2024, se han registrado 2.436 carcasas de cisnes de cuello negro muertos por ataque de lobos marinos. Tal número es 23,9 veces más alto que el número de cisnes encontrados muertos por causas no relacionadas a los ataques por lobos marinos. Los datos obtenidos, muestran que aun cuando, los ataques a los cisnes disminuyen durante la temporada estival, estos han sido continuos en el tiempo desde mayo 2019 a la fecha, con la excepción del mes de febrero de los años 2022 y 2023 y septiembre 2024.

No se ha detectado una correlación significativa, entre los valores del índice de depredación de cisnes y la abundancia de lobos censados en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia; tampoco, entre la variabilidad estacional de ese índice y la variabilidad estacional en la oferta de descartes de pescados de la feria fluvial de Valdivia. Sin embargo y debido a que solo se cuenta con dos años de datos sobre este tema (2023 y 2024), no se descarta la hipótesis de que la mayor depredación de cisnes por parte de lobos marinos al interior del humedal, tenga relación con la menor oferta de descarte de pescados, que usualmente ocurre en la feria fluvial de Valdivia, durante los meses de invierno. Se corrobora el hecho de que juveniles y subadultos son las clases etarias de lobos marinos que mayoritariamente depredan sobre los cisnes.

2. EL PROGRAMA DE MONITOREO, OBJETIVOS Y CONTEXTO

El Programa de Monitoreo Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios o HRC 2023 - 2025, incorpora conceptos relevantes del Plan de Manejo del Monumento Nacional Santuario de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, elaborado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y oficializado el 8 de agosto del año 2020. Esos conceptos dicen relación con la selección y descripción de los objetos de conservación del humedal, donde se incluye al Cisne de cuello negro, la vegetación ripariana (aquella que ocurre en la transición entre ambientes terrestres y acuáticos), los fondos someros (aquellos ocupados por la vegetación ripariana) y la columna de agua.

El objetivo general del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC, es evaluar la variabilidad espacio - temporal de los componentes abióticos y bióticos - seleccionados vía juicio experto, bibliografía y conocimiento ecológico local - que dan mejor cuenta de las tendencias espacio temporales de los mismos.

El Programa de Monitoreo del HRC, es un monitoreo de tipo adaptativo. Es decir, es un monitoreo que se va actualizando, acorde circunstancias no esperadas; por ejemplo, la aparición de fenómenos no conocidos durante el diseño o inicio del Programa. Por lo mismo, durante este Programa se han analizado y analizarán periódicamente los resultados del mismo, a fin de evaluar la eventual necesidad de realizar cambios o modificaciones tendientes a captar el tipo de variabilidad anteriormente mencionada. Interesa mencionar que en los últimos años se han realizado tres acciones de este tipo; una durante el período 2020 - 2021 (evaluación de la disminución de cobertura del Luchecillo en el HRC durante el invierno del año 2020), otra iniciada en diciembre 2022 (caracterización de las plumas de dispersión de sedimentos en el humedal) y otra durante febrero & marzo 2024 sobre bajas de oxígeno en el agua de sectores específicos del humedal.

3. COMPONENTE ABIOTICO

3.1. VARIABLES ASOCIADAS AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ZONA ALEDAÑA AL HRC: ANÁLISIS DE DATOS CLIMATICOS DE LARGO PLAZO

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". Como parte del servicio antes mencionado, se realizaron análisis de las tendencias de largo plazo de los datos climáticos obtenidos en el área aledaña al HRC. El marco conceptual de tales análisis, está basado en la ocurrencia de riesgos no operacionales para la actividad industrial que ocurre en zonas adyacentes a sistemas acuáticos; es decir, cambios que ocurren en el medio ambiente acuático afectando su estructura y funcionamiento abiótico y biótico, pero que no tienen relación con operaciones industriales.

ANTECEDENTES GENERALES

Los humedales son hábitats acuáticos que sustentan una rica biodiversidad y proporcionan importantes servicios ecológicos, lo que ha sido reconocido desde 1971 en instrumentos como la Convención de Ramsar sobre los Humedales (Unesco 1982). En particular, los humedales costeros son zonas ecológicas de alto valor donde los ecosistemas terrestres y marinos se encuentran y entrecruzan, compartiendo rasgos distintivos y amenazas (Oyarzun 2019, Stagg *et al*., 2020). Con cerca de 6500 kilómetros lineales de costa, la distribución de los humedales costeros en Chile continental disminuye en función de la latitud desde sur a norte, con presencia dispersa a lo largo de la costa, lo que genera un valioso corredor con alta biodiversidad, productividad y endemismo (Fariña & Camaño 2017, Marquet *et al*., 2017, Lagos *et al*., 2019). Los humedales costeros proveen importantes servicios ecosistémicos incluyendo la provisión de hábitat para la

pesca, secuestro de carbono, filtrado de agua y captura de sedimentos para la población costera (Fariña & Camaño 2017, Marquet *et al.,* 2017, Navarro *et al.,* 2021, Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023). Sumado a ello, los humedales costeros son fundamentales como refugios para una amplia gama de flora y aves migratorias que se desplazan a través de las rutas migratorias de la costa Pacífica de Sudamérica (Estades *et al.,* 2017, Ruiz *et al.,* 2021, Gherardi-Fuentes *et al.,* 2022).

El cambio climático ha sido identificado como uno de los forzantes importantes para los humedales costeros, siendo una fuente importante de vulnerabilidad de estos ecosistemas en Chile, junto al efecto de la urbanización y modificaciones del uso de suelo (Stagg *et al*., 2020, Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023). Es así como Hidalgo-Corrotea *et al.* (2023) han documentado que los humedales costeros más vulnerables se ubican entre los 32°S y 40°S, donde el 41,9% de los humedales costeros se ve afectado por el cambio climático mientras que el 52,8% se ve afectado por el cambio de uso del suelo (urbanización y plantaciones forestales). Si bien los autores no reportan el porcentaje de uso de suelo correspondiente al humedal del río Cruces, si señalan que los humedales de la Región de Los Ríos presentan menos del 25% de cobertura urbanizada (Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023, Figura Suplementaria S6). Respecto a la cobertura de plantaciones forestales, los mismos autores reportan valores entre 0-25% para el sector del HRC, pudiendo variar dependiendo de la escala espacial de análisis utilizada (Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023, Figura Suplementaria S4). Cabe señalar que, de acuerdo con una de las estimaciones recientes de la cobertura de uso de suelo (Zhao *et al.*, 2016), la subcuenca hidrográfica que abarca el HRC contiene un 10% de plantaciones forestales. En este contexto, el HRC no está exento de mostrar efectos derivados del cambio climático, así como potencialmente por impactos antropogénicos como el cambio de uso de suelo. Sin embargo, el cambio climático y el cambio de uso de suelo no son los únicos factores de perturbación para estos humedales, ya que existen otros agentes de cambio, como pueden ser las alteraciones del nivel de la corteza terrestre, producto de la dinámica del ciclo sísmico (Yáñez-Cuadra *et al.,* 2023), o bien impactos asociados a fuentes de

variabilidad como efectos de las fases cálida y fría del fenómeno El Niño - Oscilación del Sur (ENOS). Esto último puede resultar en déficits hídricos a nivel de las cuencas aportantes que proveen de flujo hídrico a los humedales costeros (González-Reyes & Muñoz 2013, Hernández *et al.,* 2022). Otras fuentes de variación climática incluyen la variabilidad asociada a la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), la que puede propiciar el desarrollo de déficits hídricos a escala de décadas, y la Oscilación Multi-decadal Atlántica (AMO, por sus siglas en inglés) que también modula la variabilidad de baja frecuencia (Valdés-Pineda *et al.,* 2018, Garreaud *et al.,* 2020, Oñate-Valdivieso *et al.,* 2020). A estos fenómenos climáticos de gran escala se suma la variabilidad del Modo Anular del Sur (SAM, por sus siglas en inglés) u Oscilación Antártica (AAO, por sus siglas en inglés), que describe el movimiento norte-sur del cinturón de viento del oeste que rodea la Antártica, dominando la variabilidad climática de las latitudes medias y altas del hemisferio sur (Boisier *et al.,* 2016, 2018, González-Reyes *et al.*, 2021).

ANTECEDENTES CLIMÁTICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO Y CAMBIO CLIMATICO

El HRC se ubica en la sección costera de la cuenca del río Valdivia, y presenta un clima templado lluvioso con altas precipitaciones concentradas en la temporada invernal, pocos meses secos y bajas temperaturas invernales (González-Reyes *et al.,* 2013). En particular, la subcuenca del río Cruces y sus cuencas aportantes se caracterizan por presentar una dinámica hidrológica modulada por las precipitaciones (Álvarez-Garretón *et al.,* 2018, 2021, Hernández *et al.,* 2022). Según Luebert & Pliscoff (2006), la ciudad de Valdivia se ubica en un macrobioclima templado con especial influencia del bioclima templado hiper oceánico y baja oscilación térmica, donde más del 50% de la precipitación total anual se registra entre los meses de mayo y agosto (González-Reyes & Muñoz 2013).

De acuerdo con un análisis retrospectivo de los datos disponibles entre 1853 y 2005, las precipitaciones en la zona fluctúan entre 1393.6 y 3140.2 mm al año (González-Reyes & Muñoz 2013). Esta tendencia de largo plazo presenta importantes fluctuaciones entre años originados por el fenómeno El Niño - Oscilación del Sur o ENSO (Grimm *et al.,* 2000, Cai *et al.,* 2020), la Oscilación Decadal del Pacífico o PDO (Wang *et al.,* 2014, Núñez

et al., 2013) y el Modo Anular del Sur o SAM (Gillett *et al.,* 2006). A pesar de estas variabilidades, la zona de Valdivia se emplaza en un área extratropical, donde los principales generadores de lluvia son sistemas frontales asociados con ciclones superficiales migratorios (Montecino & Aceituno 2003).

Enero y febrero son los meses más secos, con precipitaciones inferiores a 60 mm, entre mayo y agosto se concentra el 60 - 70% de las precipitaciones anuales, siendo junio y julio los meses más lluviosos con precipitaciones que pueden superar los 400 mm; para la zona de Valdivia, se han registrado eventos máximos diarios de precipitaciones superiores a 150 mm (Huber 1970). También se ha señalado una tendencia de disminución temporal de largo plazo de las precipitaciones (Rusticucci & Penalba 2000, Quintana & Aceituno 2012, González-Reyes & Muñoz 2013), lo que se ha relacionado al cambio climático antropogénico (Vicuña *et al.,* 2013). Sin embargo, se debe tener en cuenta que reconstrucciones paleo climáticas para la zona - basados en el registro fósil de anillos de árboles evidencian la existencia de ciclos largos de precipitaciones, los que pueden ser seculares (Roig *et al.,* 2001).

La humedad relativa promedio anual del aire es cercana al 80%, aun cuando durante los meses de invierno esta puede superar el 90%, debido a la alta pluviosidad de la zona (Dirección Meteorológica de Chile). Por otra parte, 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, correspondientemente (Huber 1970). La temperatura máxima absoluta del aire es cercana a 35°C y la mínima -5°C. Las heladas que se registran en la zona se producen principalmente durante noches despejadas de los meses de invierno.

PROYECCIONES DE CAMBIO CLIMATICO EN LA ZONA CENTRO SUR DE CHILE

La Cuarta Comunicación Nacional sobre Cambio Climático ante las Naciones Unidas indica que la zona centro sur de Chile (30 - 41 °S), donde se emplaza el HRC, es una de las áreas que presenta mayores proyecciones de déficit hídrico en las próximas décadas, con una disminución esperada del orden de 10% por década (MMA 2021). Se espera además un cambio significativo en la frecuencia de eventos extremos en temperaturas máximas y mínimas del aire, noches cálidas, noches frías, amplitud térmica y el máximo de temperatura mínima (MMA 2021).

De aquí a mediados de siglo, se esperan incrementos del orden de 1°C entre 2030 y 2060 en las comunas costeras del centro sur del país (MMA 2021). Se ha hipotetizado que, en algunos años, la precipitación experimente déficit del orden del 20% anual, aun cuando aumente la ocurrencia de eventos extremos de precipitaciones, es decir menor cantidad de precipitaciones, pero concentradas en pocos días u horas (Vicuña *et al.,* 2013). La tendencia negativa de las precipitaciones se aprecia especialmente en época de primavera y la disminución más notoria de los caudales en primavera y verano (Vicuña *et al.,* 2013). Se ha observado también un cambio en los vientos de la zona: hay un aumento en las últimas décadas de la cantidad de días con vientos intensos (> 10 m/s) y su persistencia, durante los meses de invierno, mientras que en la época estival se observa una disminución (Aguirre *et al.,* 2021).

Por último, la mega sequía que se ha extendido desde 2010 a la fecha con déficits de precipitación en el centro - sur de Chile, ha llevado a una respuesta hidrológica y déficits hídricos mayores a los esperados, lo que evidencia una intensificación de la propagación de esta sequía (Álvarez-Garretón *et al.,* 2021, Garreaud *et al.,* 2020), afectando especialmente a cuencas costeras como la del HRC (Álvarez-Garretón *et al.,* 2021).

OBJETIVOS

En este capítulo se describe el comportamiento de variables climáticas oceanográficas costeras (temperatura superficial del mar), atmosféricas (temperatura del aire y precipitaciones) e hidrológicas (caudal hídrico y altura de la columna de agua o álveo), que podrían influir en la variabilidad ambiental del HRC. Dado que se cuenta con datos de estaciones de registro de largo plazo (décadas) ubicadas en el entorno cercano del humedal, se analiza el comportamiento de estas durante el año 2024 *versus* el que muestran los registros históricos disponibles, a fin de comparar la variabilidad climática reciente con el patrón histórico. Los objetivos específicos son entonces:

- Actualizar la información existente relacionada a las características oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas, del área donde se inserta el HRC, a diciembre 2024.
- Evaluar la presencia de tendencias de largo plazo en las variables oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas analizadas para describir la variabilidad climática del área de estudio.
- Evaluar la presencia de puntos de cambio o quiebre en el valor medio observado en las variables estudiadas.
- Evaluar las escalas de periodicidad dominantes en tales variables.
- Evaluar la ocurrencia de cambios inter-decadales, en el patrón de variación estacional de las variables oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas analizadas.

MATERIAL Y METODOS

Fuentes de las series de tiempo climáticas locales

En este capítulo se analizan datos históricos relacionados con el clima marino costero, descrito mediante la temperatura superficial del mar (TSM,°C) y el clima atmosférico continental descrito mediante el análisis de la temperatura del aire (T,°C) y

las precipitaciones (P, mm), así como la variación en la hidrología, descrita mediante la altura del espejo de agua (m) y el caudal hídrico (m^3s^{-1}) en un sector del río Cruces ubicado *circa* 15 km aguas arriba del HRC.

Para lo anterior, se seleccionaron estaciones cercanas y representativas del entorno cercano del HRC y que contasen con datos disponibles para los análisis. Estas corresponden, de norte a sur a las estaciones de Rucaco, Aeropuerto Pichoy, Fundo Santa Rosa y Campus Isla Teja, UACh (ambas en la Ciudad de Valdivia) y Puerto de Corral. En la Figura 3.1.1 se muestra la ubicación de dichas estaciones y en la Tabla 3.1.1, se detalla la información disponible para las distintas dimensiones de la variabilidad climática (oceanográfica, meteorológica e hidrológica). Las estaciones estudiadas abarcan el área circundante al HRC, con una mayor cantidad de observaciones para las variables meteorológicas, seguidas de una menor disponibilidad de observaciones para las variables hidrológicas y oceanográficas (Tabla 3.1.1.).

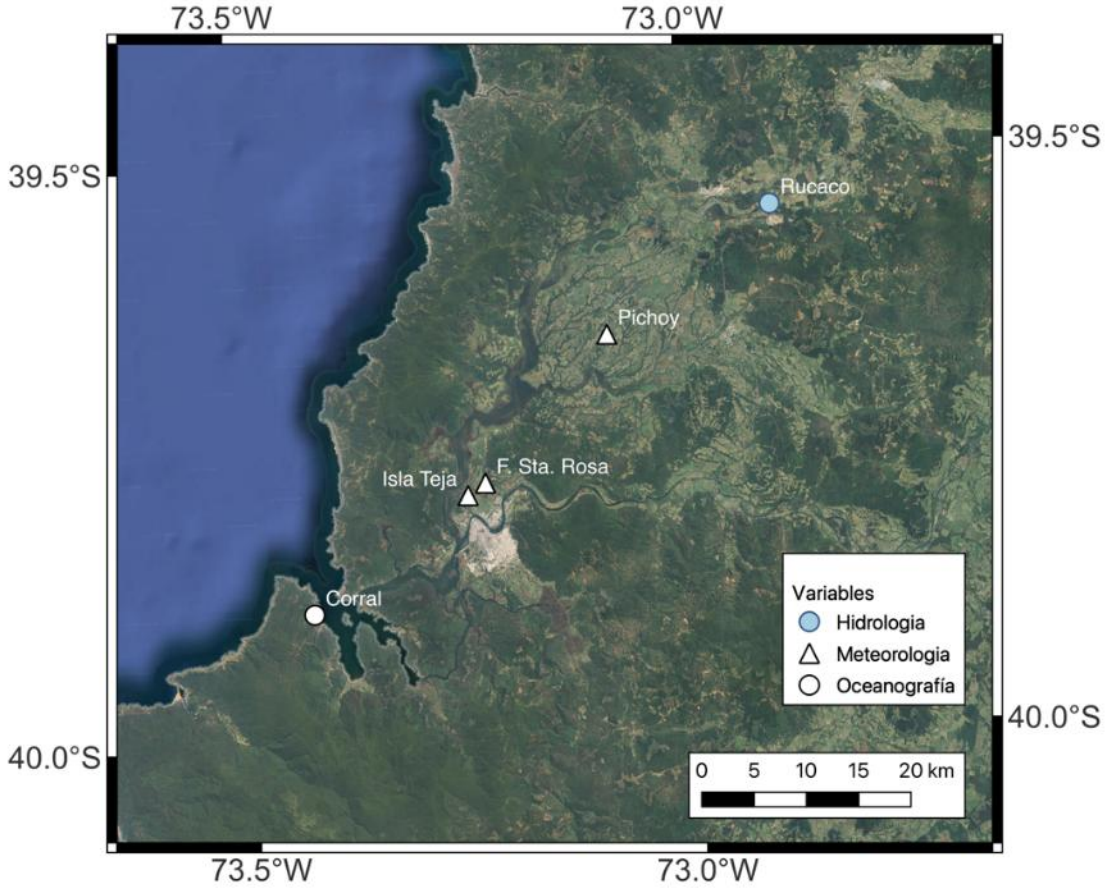


Figura 3.1.1. Localización de las estaciones ubicadas en el área de estudio y desde las cuales se recolectaron datos de variables oceanográficas, meteorológicas e hidrológicas. La imagen de fondo cartográfico corresponde a una imagen satelital provista por Google Satellite y otras fuentes (© Google, Maxar Technologies, CNES/Airbus, DigitalGlobe y otros proveedores).

Tabla 3.1.1. Fuentes de datos consultados para realizar los análisis de datos oceanográficos, meteorológicos e hidrográficos. Siglas: SHOA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, UACh: Universidad Austral de Chile, INIA: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, DMC: Dirección Meteorológica de Chile y DGA: Dirección General de Aguas.

Disciplina	Parámetro	Frecuencia	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Oceanografía	Temperatura superficial del mar	horaria	SHOA	Puerto Corral	1 ene 2000	31 dic 2024
Oceanografía	Temperatura superficial del mar	diaria	SHOA	Puerto Corral	2 mayo 1985	31 dic 2024
Meteorología	Temperatura mínima del aire	diaria	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2019
Meteorología	Temperatura del aire, mínima y máxima	diaria	UACh-INIA	Fundo Santa Rosa	1 may 2015	31 dic 2024
Meteorología	Temperatura del aire	horaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2024
Meteorología	Temperatura del aire	diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2024
Meteorología	Temperatura Máxima	diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	2 jun 1984	31 dic 2024
Meteorología	Temperatura Mínima	diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 jun 1984	31 dic 2024
Meteorología	Precipitaciones	diaria	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2019
Meteorología	Precipitaciones	diaria	UACh	Fundo Santa Rosa	1 may 2015	31 dic 2024
Meteorología	Precipitaciones acumuladas	cada 6 horas	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2024
Hidrología	Caudal río Cruces	diaria	DGA	Rucaco	1 may 1969	31 dic 2024
Hidrología	Altura columna de agua	diaria	DGA	Rucaco	1 ene 2000	31 dic 2024

Validación y procesamiento previo de la información

Temperatura superficial del mar

La validación y procesamiento previo de la información de temperatura superficial del mar (TSM, °C) se llevó a cabo usando la información disponible a nivel horario, usando los datos obtenidos por el Centro Nacional de Datos Hidrográficos y Oceanográficos del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile en al puerto de Corral (39°52’41.98’’S y 73°25’21.99’’W) (datos a escala horaria para el periodo entre enero de 2000 y diciembre de 2024; datos a escala diaria para el periodo entre mayo 1985 y diciembre 2024). La presencia de datos faltantes - cuando las observaciones no están disponibles durante algunos períodos de tiempo - es una dificultad común cuando se evalúan datos de series temporales. Por ello, se examinó la serie de tiempo horaria y se identificaron aquellos sectores con información faltante o "*missing data*". Una vez identificados, se imputaron los valores faltantes mediante un proceso de interpolación. Para ello, se utilizó un ajuste de un modelo estructural de series de tiempo para capturar la dinámica observada y luego imputar los datos faltantes. Este proceso se llevó a cabo usando los métodos implementados en la función *na_kalman* de L librería *imputeTS* del entorno de cómputo R (Moritz & Beielstein 2017, R Core Team 2023). Esta función utiliza el ajuste de un filtro de Kalman, para describir la serie de tiempo observada y posteriormente interpolar las observaciones faltantes. El filtro de Kalman es un algoritmo utilizado para inferir la dinámica de un sistema dinámico lineal a partir de mediciones parciales y asumiendo que presentan un ruido aditivo blanco, o con igual varianza en todas las frecuencias, y es particularmente útil cuando se observa ruido o error en las mediciones y se necesita una estimación óptima de la dinámica del sistema lineal estudiado (Tussell 2011).

Brevemente, el método subdivide las series temporales en cuatro componentes principales: variaciones estacionales, variaciones de tendencia, variaciones cíclicas de mayor frecuencia y variaciones aleatorias, equivalentes a los residuos del modelo. Una vez realizado el ajuste del modelo, se pueden imputar los datos faltantes a partir de la

conducta esperada en base a los parámetros estimados en el modelo. Este método tiene ventajas sobre las alternativas convencionales como son la imputación múltiple (Rubin, 1987), métodos de máxima verosimilitud (Dempster *et al*., 1977), el vecino más cercano (Vacek & Ashikaga, 1980) y Hot Deck (Ford, 1983, Andridge & Little 2010), pues es un modelo utilizado para la estimación recursiva del estado de un sistema dinámico lineal a partir de una serie de mediciones ruidosas, permitiendo una estimación conservadora y con menor incertidumbre de las observaciones faltantes en una serie de tiempo. Una vez imputados los valores faltantes en la serie de tiempo horaria, esta se resumió a nivel diario, calculando tres descriptores de la temperatura diaria: temperatura superficial del mar mínima, media y máxima ($TSM_{mínima}$, TSM_{media} y $TSM_{máxima}$ respectivamente). En aquellos casos en que algún día presentara vacíos, se repitió la interpolación mediante el filtro de Kalman. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, promediando las observaciones de cada una de las variables ($TSM_{mínima}$, TSM_{media} y $TSM_{máxima}$) para cada mes en la serie de tiempo. En el caso de la TSM_{media}, esta se complementó con la serie de tiempo existente desde el 2 de mayo de 1985 hasta el 31 de diciembre de 1999, a fin de contar con un registro continuo para esta variable que abarca desde el 2 de mayo de 1985 hasta el 30 de junio de 2023.

Temperatura del aire y precipitaciones

De manera similar a lo realizado para TSM, se analizaron los registros disponibles para la temperatura del aire (°C) y precipitaciones (mm) en la Ciudad de Valdivia y sector aledaño al HRC, estudiando la variación a escala diaria y mensual. Para ello, se recopilaron series de tiempo históricas disponibles, que corresponden principalmente a la ciudad de Valdivia y el Aeropuerto Pichoy, al norte de la misma. En el caso de Valdivia, la información disponible desde 1960 a 2010 proviene de la estación meteorológica del ex Instituto de Geociencias de la UACh (Campus Isla Teja, Valdivia) y corresponde a la temperatura mínima del aire ($T_{mínima}$, °C) a escala diaria, conforme a los datos disponibles en el sitio web del Programa de Monitoreo Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios, y actualizados con la información reciente disponible. Cabe destacar que la

serie diaria de temperaturas mínimas del aire en Valdivia (Isla Teja) comprende desde 1960 a 2020, pero presenta brechas o vacíos de información en los siguientes tramos: 1 agosto al 3 de septiembre de 1972, 1 de febrero al 18 de marzo, 12 de octubre al 31 de diciembre de 2011, 25 de febrero al 10 de abril del año 2014, 1 enero al 17 abril, 21 al 27 mayo y 5 al 8 junio 2015. Los datos faltantes fueron imputados a partir de la información de temperatura disponible en las estaciones meteorológicas del Fundo Santa Rosa (UACh) y Aeropuerto Pichoy (Dirección Meteorológica de Chile). Así, desde el 1 de enero de 2011 al 31 de diciembre de 2019, la información de $T_{mínima}$ para Isla Teja fue imputada con los datos disponibles desde la estación meteorológica de la UACh ubicada en el Fundo Santa Rosa (39°47’18.28’’S y 73°14’4.97’’W) y que se encuentra integrada a la red de estaciones agro - meteorológicas dependientes del INIA (https://agrometeorologia.cl). En aquellos casos en que ninguna de estas dos estaciones contase con observaciones, se utilizó la información disponible para $T_{mínima}$ diaria en la estación meteorológica del Aeropuerto Pichoy, ubicado a menos de 20 km de distancia (39°39’23,99’’S y 73°5’14,00’’W), la que se encuentra disponible desde el 1 de enero de 1966 al 31 de diciembre de 2023. Aquellas observaciones faltantes, que no pudieran ser imputadas mediante los procedimientos antes mencionados se interpolaron usando el ajuste de un modelo estructural mediante un filtro de Kalman, con parámetros y criterios similares a los anteriormente mencionados para la temperatura superficial del mar, en función de los días adyacentes en la serie de tiempo. Una vez interpolada, esta información de base a escala diaria se resumió a escala mensual calculando el promedio mensual de los valores observados para la variable $T_{mínima}$ en cada mes de la serie de tiempo.

Adicionalmente al estudio de la variabilidad meteorológica observada en la ciudad de Valdivia, se analizó la información disponible en la estación meteorológica del Aeropuerto Pichoy (39°39’23,99’’S y 73°5’14,00’’W), disponible desde el 1 de enero de 1966 al 31 de diciembre de 2023, conforme a los registros disponibles en el sitio web de la Dirección Meteorológica de Chile, dependiente de la Dirección General de Aeronáutica Civil (https://climatologia.meteochile.gob.cl). De manera similar a lo realizado para la

serie de tiempo de TSM, se inspeccionó la serie de tiempo horaria para identificar datos faltantes, los que fueron interpolados mediante el ajuste de un modelo de filtro de Kalman. Luego, la serie de tiempo horaria se resumió a escala diaria calculando tres descriptores de la temperatura diaria: temperatura del aire mínima, media y máxima ($T_{mínima}$, T_{media} y $T_{máxima}$ respectivamente, °C). En aquellos casos en que algún día presentara vacíos, se repitió la interpolación mediante el filtro de Kalman. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, promediando las observaciones de cada una de las variables ($T_{mínima}$, T_{media} y $T_{máxima}$) para cada mes en la serie de tiempo.

Por otra parte, la serie de precipitaciones se analizó para Valdivia y el Aeropuerto Pichoy. En Valdivia, la serie de precipitaciones diarias comprende desde 1960 a 2023. Esta serie fue construida con datos de la estación Isla Teja de la UACh (1960 - 2010) y la información disponible de la estación meteorológica del Fundo Santa Rosa (UACh). Entre el 1 enero de 2011 y el 31 de diciembre del 2019, se usaron datos de precipitaciones diarias obtenidas desde los registros de esta misma estación, que se encuentra integrada a la red de estaciones agro - meteorológicas dependientes del INIA. De manera similar a lo hecho para la temperatura del aire, aquellas fechas que presentaron brechas o vacíos de información fueron imputadas usando las observaciones de la estación meteorológica de la Universidad Austral de Chile ubicada en el Fundo Santa Rosa (39°47’18.28’’S y 73°14’4.97’’W) y que también se encuentra integrada a la red de estaciones agro - meteorológicas dependientes del INIA, para luego revisar la presencia de brechas o datos faltantes, los que fueron interpolados usando el ajuste de un filtro de Kalman. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, calculándose la precipitación acumulada para cada mes en la serie de tiempo. En el caso de la serie de tiempo de precipitación del Aeropuerto Pichoy, se revisó la información disponible a escala horaria, donde las observaciones se registraron a intervalos de 6 horas (Tabla 3.1.1). Una vez revisada e interpolada la serie de tiempo horaria, esta se resumió a nivel diario mediante la suma acumulada para cada día. Posteriormente, esta información se

resumió a nivel mensual, calculando la precipitación acumulada para cada mes en la serie de tiempo.

Altura y caudal del espejo de agua

De forma similar a la temperatura superficial del mar, se realizó un proceso de revisión de la calidad de la información disponible para los datos de altura y caudal del espejo de agua, donde las observaciones de frecuencia diaria de la altura cubren el período entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2023. En el caso de la serie de caudal, las observaciones de frecuencia diaria abarcan el período entre el 1 de mayo de 1985 y el 31 de diciembre de 2024 respectivamente. Ambas series de datos provienen de la Dirección General de Aguas (DGA), específicamente de la estación hidrológica localizada en el río Cruces, sector Rucaco (39°33’12’’S; 72°54’02’’W). Ambas series de observaciones presentaron algunos períodos con brechas o datos faltantes, las cuales fueron imputadas interpolados mediante el ajuste de un modelo de filtro de Kalman. De manera similar a las variables anteriores, la información diaria se resumió a nivel mensual, calculando los valores promedios para la Altura y Caudal del río Cruces, sector Rucaco.

De esta manera, se contó con las siguientes variables a analizar:

i) Temperatura superficial del mar diaria y medias mensuales en el Puerto de Corral ($TSM_{mínima}$, TSM_{media} y $TSM_{máxima}$), estudiadas para el periodo entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2024 ($TSM_{mínima}$ y $TSM_{máxima}$) y para el periodo entre el 02 de mayo de 1985 y el 31 de diciembre de 2024 (TSM_{media}).

ii) Temperatura del aire diaria y medias mensuales en la Ciudad de Valdivia ($T_{mínima}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1960 y 31 de diciembre de 2024, así como la Temperatura del aire diaria y medias mensuales en el Aeropuerto Pichoy ($T_{mínima}$, T_{media} y $T_{máxima}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1966 y el 31 de diciembre de 2024.

iii) Precipitación acumulada diaria y mensual en la Ciudad de Valdivia (P_{diaria} y $P_{mensual}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1960 y el 31 de diciembre de

2024, así como la Precipitación acumulada diaria y mensual en el Aeropuerto Pichoy (P_{diaria} y $P_{mensual}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1966 y el 31 de diciembre de 2024.

iv) Altura del espejo de agua y caudales diarios y medias mensuales en la estación de Rucaco, San José de la Mariquina ($A_{máxima}$, $A_{mínima}$ y C) estudiadas para el periodo entre 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2024 ($A_{máxima}$, $A_{mínima}$) y para el periodo entre 1 de mayo de 1969 y el 31 de diciembre de 2024 (C).

Análisis y visualización

Para cada una de las series de tiempo estudiadas se realizaron los siguientes análisis estadístico: junto con las visualizaciones asociadas i) evaluación de tendencias y presencia de puntos de cambio, ii) análisis de periodicidades dominantes y iii) evaluación de la variación intersecada y estacional. A continuación, se describen estos análisis:

Evaluación de tendencias y presencia de puntos de cambio

Como primer paso en el análisis, se realizó un análisis de tendencias en las series de tiempo analizadas. Este análisis está enfocado en determinar si existen o no variaciones sistemáticas y estadísticamente significativas a lo largo del tiempo. Se calcularon tres estimadores de tendencia. Como primera aproximación, se realizó un ajuste de regresión lineal mediante el ajuste de mínimos cuadrados (*ordinary least squares*, OLS). La pendiente de regresión lineal entrega los estimadores de máxima verosimilitud para los parámetros de la regresión lineal y permite evaluar además la significancia de la pendiente de cambio en el tiempo. La segunda aproximación corresponde a la prueba de tendencia de Mann-Kendall (Mann 1945; Kendall 1970, Hipel & McLeod 1994). Esta prueba estadística no paramétrica permite detectar la presencia de una tendencia lineal (ascendente o descendente) dentro de una serie temporal. Para la serie X_i (x_1, x_2 ...x_n), este método define la multi-variable normal estándar UMK de la siguiente manera para una serie de tiempo con *n* observaciones o intervalos de tiempo:

$$U_{MK} = \frac{S}{\sqrt{var(S)}}$$

donde:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^{n} sgn(x_j - x_i)$$

y

$$var(S) = \frac{n(n-1)(2n+5}{18}$$

Donde *sgn* corresponde a la función que evalúa el signo del valor analizado. En esta prueba, se acepta la hipótesis nula H_0 "ausencia de tendencia" si el valor *p* es mayor que el nivel de significancia α (en este caso α = 0.05). Así, la dirección de la tendencia está definida por el coeficiente estadístico de Mann-Kendall U_{MK}. La tendencia es ascendente si $U_{MK} > 0$ y descendente si $U_{MK} < 0$. Por último, la tercera aproximación empleada corresponde al uso del estimador de pendiente de Sen (*Sen's Slope Estimator*) es un método no paramétrico de estimación, utilizado frecuentemente en el análisis de datos hidrológicos (Sen 1963, Hipel & McLeod 1994, Latrech *et al.,* 2023), que compara las pendientes de cambio para todos los pares de observaciones. Una vez calculadas todas las pendientes pareadas posibles, se obtiene el valor de la mediana de todas estas pendientes. Un valor positivo en este indicador refleja la presencia de una tendencia al aumento, mientras que un valor negativo refleja la presencia de una tendencia en disminución. Además, se evaluó la presencia de puntos de cambio o de quiebre en cada una de las series de tiempo, utilizando para ello la prueba de Pettitt (Pettitt 1979). Este procedimiento realiza una prueba no paramétrica para evaluar la presencia de cambios en el valor medio de una serie de tiempo. La prueba de hipótesis se realiza mediante el estadístico U_K, definido conforme a la siguiente expresión:

$$U_k = 2\sum_{i=1}^{k} r_i - k(n+1) \qquad \text{donde} \qquad k = 1, \dots, n$$

El estadístico de prueba es el máximo del valor absoluto del vector U_k, El punto de cambio probable K se encuentra donde U tiene su máximo, de manera tal que $\widehat{U} = max|U_k|$. La probabilidad aproximada para una prueba bilateral se calcula de acuerdo a: p=2e $^{-6K2/(T3+T2)}$, donde T es el punto de cambio (Pettitt 1979). Para cada serie de tiempo se registró el valor de estadístico U_k y la fecha estimada de cambio. Todos los ajustes de tendencia y evaluación de puntos de cambio se realizaron en el entorno de cómputo R, usando las librerías *base* y *trend* (Pohlert, 2023, R Core Team, 2023).

Análisis de periodicidades dominantes

Para identificar las periodicidades dominantes en cada una de las variables analizadas, se realizó un análisis de series de tiempo basado en “wavelets” u ondas univariadas. El análisis de ondas univariadas es una técnica utilizada en el procesamiento de señales y el análisis de datos para descomponer una señal univariada (de una sola variable) en sus componentes de frecuencia constituyentes (Torrence & Compo, 1998, Cazelles *et al*., 2008, Roesch & Schmidbauer 2018). Las “wavelets” son funciones matemáticas que se pueden utilizar para transformar una señal del dominio del tiempo al dominio de la frecuencia. El objetivo principal del análisis de “wavelet” univariadas es obtener información sobre el contenido de frecuencia de una señal en diferentes escalas. Esta es una herramienta poderosa para caracterizar el contenido de frecuencia de una señal en diferentes escalas, a lo largo de distintos instantes de tiempo, lo que la hace particularmente valiosa para analizar e interpretar datos complejos de series temporales (Cazelles *et al.,* 2008). En el presente informe, el espectro de potencia de las “wavelets” se calculó utilizando la función de Morlet como base para ajustar distintas ondas de diferente frecuencia y ubicación, descomponiendo la serie de tiempo en las dimensiones de tiempo y frecuencia (Torrence & Compo, 1998, Cazelles *et al*., 2008, Roesch & Schmidbauer 2018). La hipótesis nula de que no hay periodicidad en la serie, se prueba mediante valores de probabilidad p obtenidos de 100 simulaciones de un proceso aleatorio con "ruido blanco", donde todas las frecuencias tienen igual porcentaje de varianza o poder espectral (Roesch & Schmidbauer 2018). Una vez calculado el espectro

de frecuencia en el tiempo, se calculó el espectro de frecuencia medio, promediando los espectros de frecuencia a través del tiempo, identificándose las frecuencias dominantes en la serie de tiempo. El análisis de series de tiempo se realizó utilizando la librería *WaveletComp*, en el entorno de cómputo R (Roesch & Schmidbauer 2018, R Core Team, 2023).

Evaluación de la variación intersecada y estacional

Una vez realizado el análisis de tendencias y periodicidad dominante, se procedió a analizar la presencia de diferencias inter decadales en el patrón estacional de variabilidad de las variables analizadas. Para ello, se realizó un ajuste de modelos aditivos generales (*Generalized Additive Models*, GAM). En esta aproximación, cada variable de respuesta Y se modela como una función suavizada del día del año (*day of year*, DOY) utilizando funciones no-lineales o “splines” de regresión cúbica cíclica. Estas son un tipo de funciones polinomiales compuestas, que se usan comúnmente para modelar curvas de regresión suavizadas. El término "cíclica" indica que la función no lineal o spline está diseñada para ser continua en ambos extremos, formando un bucle o ciclo cerrado, conforme a lo esperado en el caso de variables circulares o cíclicas (Wood 2011, 2017, Wood y Wood 2015, Wood *et al.*, 2016). Adicionalmente a este término estacional, se codificó el efecto de la década de cada observación, definiendo una variable lineal para la variable "década". Este análisis se realizó usando la información a escala diaria y mensual.

RESULTADOS

Temperatura superficial del mar

Los análisis realizados para la temperatura superficial del mar en el período mayo 1985 – diciembre 2024 (TSM_{media}) y enero 2000-diciembre 2024 ($TSM_{mínima}$ y $TSM_{máxima}$), muestran una tendencia significativa al aumento de la temperatura superficial del mar diaria máxima (pendiente = 3.529e-10, $F(1, 9128)= 9.65$, $p<0.001$). Por el contrario, la temperatura superficial del mar diaria media y mínima y presentaron tendencias

negativas significativas (pendiente TSM $_{media}$ -6.769e-10, F(1, 14485)= 188.4, p< 0.001; pendiente TSM $_{mínima}$ = -6.589e-10, F(1, 9128)= 104.9, p<0.001) (Fig. 3.1.2, Tabla 3.1.2).

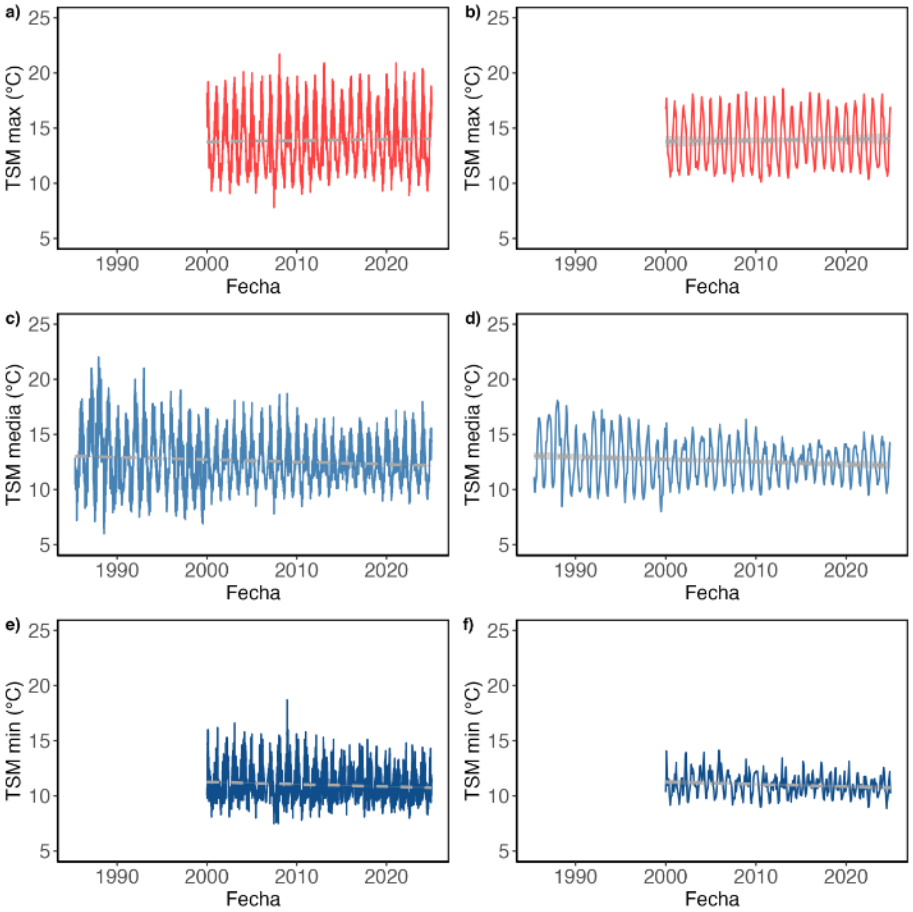


Figura 3.1.2. Serie de tiempo de temperatura superficial del mar (TSM, °C) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos (período mayo 1985 – diciembre 2024 para la TSM $_{media}$ y periodo enero 2000-junio 2024 para la TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la columna izquierda y los promedios mensuales de las series diarias en la columna izquierda. Las Figuras a) y b) muestran en líneas continuas rojas las series de tiempo para TSM máxima diaria y la media mensual de la TSM máxima diaria en las figuras a) y b). De manera similar las Figuras c) y d) muestran las series de tiempo para TSM media diaria y la media mensual de la TSM media diaria en líneas continuas color azul acero. Por último, las figuras e) y f) muestran las series de tiempo para TSM mínima diaria y la media mensual de la TSM mínima diaria en líneas continuas color azul oscuro. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95%, para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.2. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para la temperatura superficial del mar (TSM, °C) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2024 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000- diciembre 2024 para la (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. En aquellas series en que no se identificó ningún punto de cambio significativo, no se entregan valores de medias (situación indicada por guiones). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05,$^{\cdot}$: 0.05 ≤ p < 0.1,* :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Parámetros	**Pendiente $_{OLS}$**	**U_{MK}**	**Pendiente $_{Sen}$**	**$U^{*}_{Pettitt}$**	**Media**
TSM $_{diaria}$					
máxima	3.529e-10**	0.0258***	3.03306e-05***	2056776*** 19/10/2011	[13.71;14.07]
media	-6.769e-10***	-0.066***	-4.0194e-05***	1199477*** 18/05/1996	[13.17;12.39]
mínima	-6.589e-10***	-0.058***	-3.9683e-05***	2571023*** 14/05/2010	[11.21;10.85]
TSM $_{mensual}$					
máxima promedio	3.454e-10^{ns}	0.0294^{ns}	0.00104464^{ns}	2303^{ns}	[- ; -]
media promedio	-6.411e-10***	-0.0737*	-0.00136534^{ns}	7610^{ns}	[- ; -]
mínima promedio	-6.624e-10*	-0.0873*	-0.0015504*	3868* 01/04/2010	[11.21;10.85]

Para el caso de las series medias mensuales, no se observa una tendencia significativa para la temperatura superficial del mar máxima promedio (pendiente = 3.454e-10, F(1,298)= 0.34, p= 0. 0.5622). Por el contrario, la media mensual de la temperatura superficial del mar diaria media y la media mensual de la temperatura superficial del mar diaria mínima presentaron disminuciones significativas (pendiente TSM $_{media}$= -6.411e-10, F(1,512)= 13.03, p< 0.001 y pendiente TSM $_{mínima}$ = -6.624e-10, F(1,298)= 6.657, p = 0.01036). Al examinar los estimadores de tendencia de Mann-Kendall y la pendiente de Sen, no se observaron tendencias significativas para temperatura

superficial del mar diaria máxima (que aumenta), mientras que la temperatura superficial del mar diaria media y mínima disminuyen significativamente (Tabla 3.1.2). Para el caso de la temperatura superficial del mar a escala mensual, se observa una tendencia significativa para TSM $_{media}$ y TSM $_{mínima}$ a escala mensual, observándose una disminución significativa en U_{MK} para ambas variables y solo en la Pendiente $_{Sen}$ para TSM $_{mínima}$ (Tabla 3.1.2). Se observaron puntos de cambio significativos para la temperatura superficial del mar diaria, ubicándose en 18/05/1996 para TSM $_{diaria}$ media. En el caso de las temperaturas extremas, los puntos de quiebre se ubicaron en el 14/05/2010 (TSM $_{diaria}$ mínima) y el 19/10/2011 (TSM $_{diaria}$ máxima), siendo esta ultima la variable con mayor cambio, mostrando un aumento desde 13.71 °C a 14.1 °C (Tabla 3.1.2). A su vez, para la TSM $_{mensual}$ se observa un quiebre significativo para la TSM $_{mensual}$ mínima, ubicado en el 01/04/2010 (Tabla 3.1.2).

En la Figura 3.1.3, se muestra el gráfico del espectro de potencia estimado mediante la transformada de "*wavelet*". Este representa la distribución de la varianza asociada (descrito formalmente como el poder espectral o energía) en diferentes escalas y tiempos, con una escala de colores que va desde 0 (azul) al máximo observado (1.8, 2.5 y 1.9 en Figuras a), b) y c) respectivamente, representado mediante color rojo). En estos gráficos, las líneas negras muestran la presencia de periodicidades sostenidas en el tiempo, mientras los gráficos de contorno blanco muestran periodicidades significativamente distintas de lo simulado para una señal de ruido blanco. Por otra parte, en la Figura 3.1.4 se muestra el espectro de frecuencias medio, que resume la variabilidad observada a lo largo de la serie de tiempo. Se observa que la temperatura superficial máxima y media del mar presentan un único periodo significativo, correspondiente a la escala anual (Figs. 3.1.3 y 3.1.4), aunque esta última figura muestra algunas zonas de periodicidad más rápida que difieren significativamente de lo esperado bajo un proceso de ruido blanco. Cabe destacar que, en el caso de temperatura superficial media, el análisis detecta periodicidades anuales más claras en el periodo inicial de la serie de tiempo, con periodicidades anuales más marcadas en hasta el inicio de la década de 2000. Posterior a esa fecha, en nivel de poder espectral (o varianza explicada) que se asocia a la

frecuencia anual, disminuye (Fig. 3.1.3a). En el caso de la temperatura superficial mínima, se observa un cambio en la frecuencia dominante después del año 2012, pasando de una dinámica con oscilaciones anuales (365 días a una dinámica con oscilaciones estacionales, de frecuencia aproximadamente semestral (~180-192 días) (Fig. 3.1.3c). Sumado a estas, se observan oscilaciones intermitentes donde se evidencian periodicidades significativas de menor escala, consistentes con forzamiento de escala mareal o mensual (Figs. 3.1.3 y 3.1.4). Estos resultados indican la presencia de variación intra e inter anual para estas variables, lo que se evalúa en las Figuras 3.1.5 y 3.1.6 para los datos de escala diaria y mensual respectivamente.

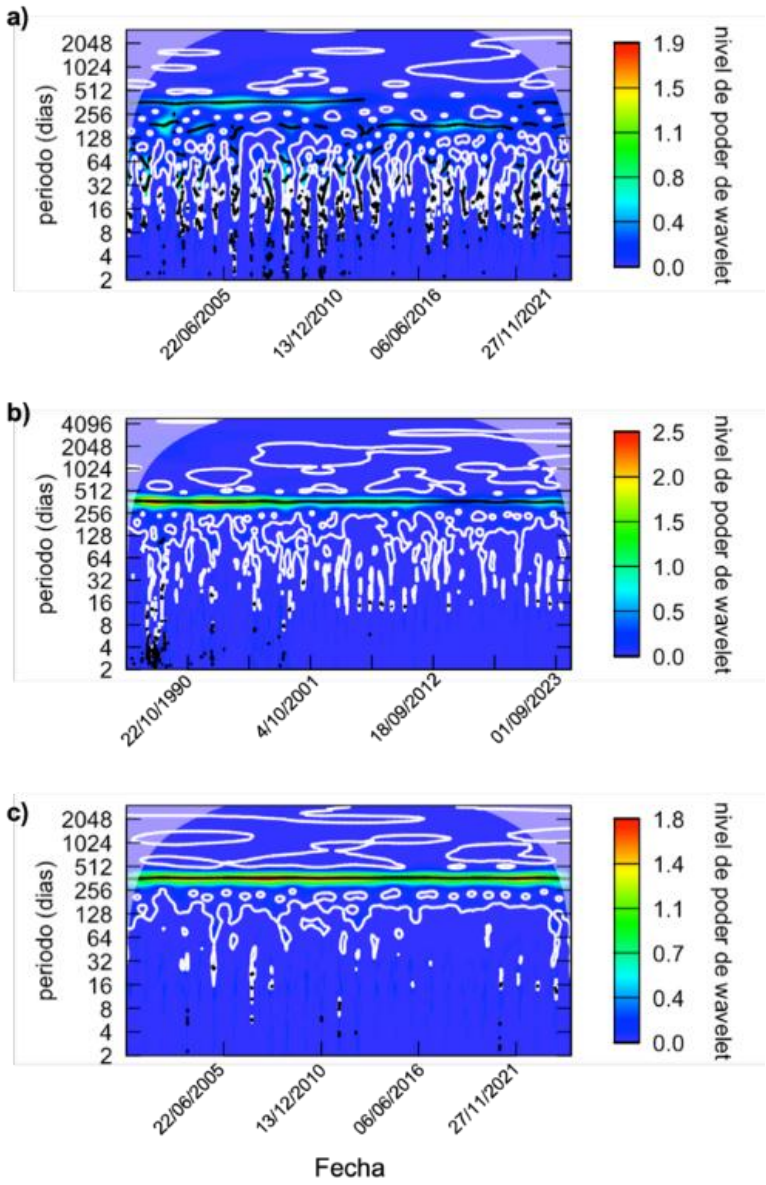


Figura 3.1.3. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2024 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000-diciembre 2024 para la (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima diaria, b) TSM media diaria y c) TSM mínima. Se muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

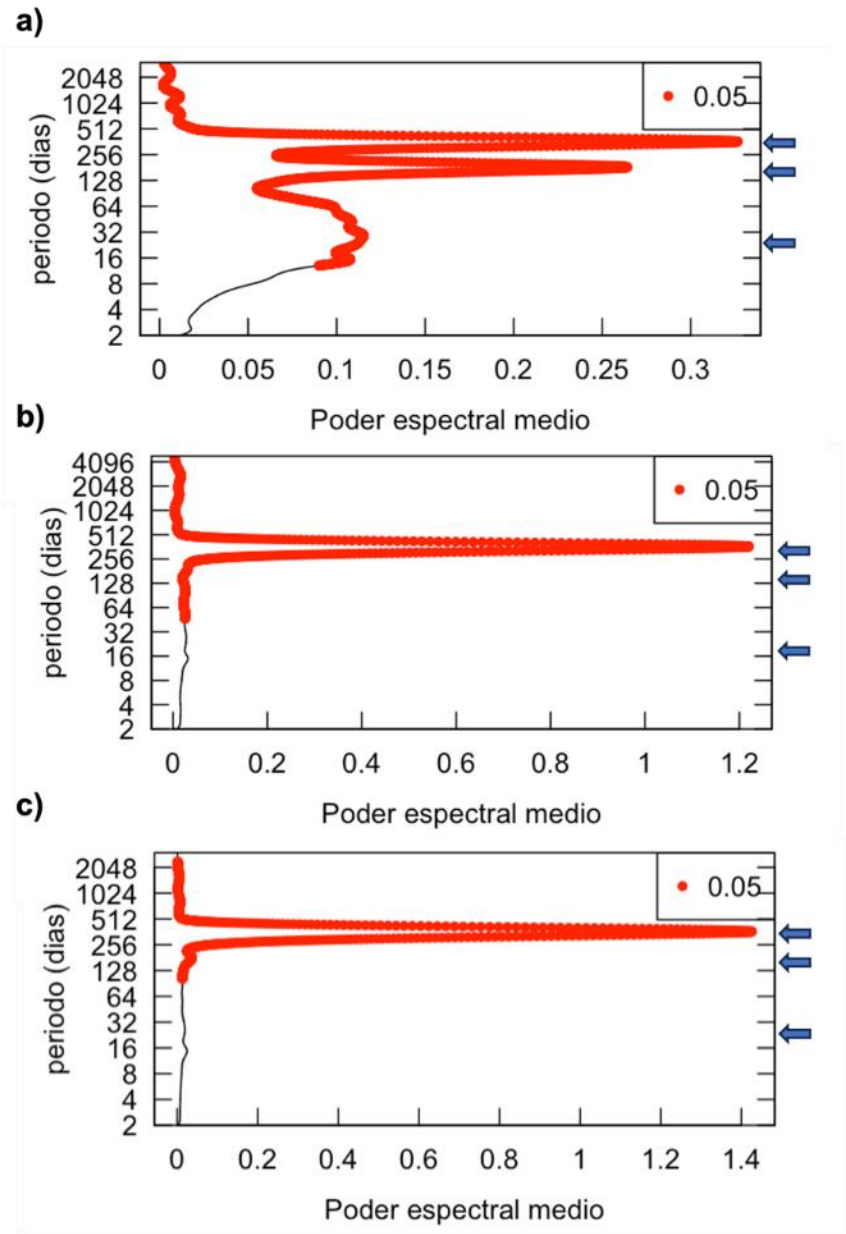


Figura 3.1.4. Análisis espectral promedio de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882°S, 73.4310°W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2024 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000-diciembre 2024 para la (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima diaria, b) TSM media diaria y c) TSM mínima. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que considera la Figura 3.1.3, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

En las Figuras 3.1.5 y 3.1.6 se observa que TSM $_{máxima}$ y TSM $_{media}$ presentan una clara variación estacional, con valores mínimos en los meses de invierno y máximos en meses de verano, mientras que para la TSM $_{mínima}$ se observan dos máximos, asociados a otoño y primavera. La significancia de estos patrones se evalúa mediante el ajuste de modelos GAM, los ajustes obtenidos se resumen en la Tabla 3.1.3. Como se observa en las Figuras 3.1.5 y 3.1.6, los tres descriptores de temperatura superficial del mar presentan una señal estacional significativa, lo que se evidencia en la significancia del término asociado a las funciones de suavizado no lineal mediante splines cubicas (s(DOY)). De igual manera, la década de referencia difiere significativamente de 0 en todos los casos, y adicionalmente se observan diferencias significativas entre décadas para ambas escalas (diaria versus mensual) y para las tres variables estudiadas, con aumentos para TSM máxima, y disminuciones para TSM mínima y TSM media, exceptuando la década del 1980 para TSM media (Tabla 3.1.3).

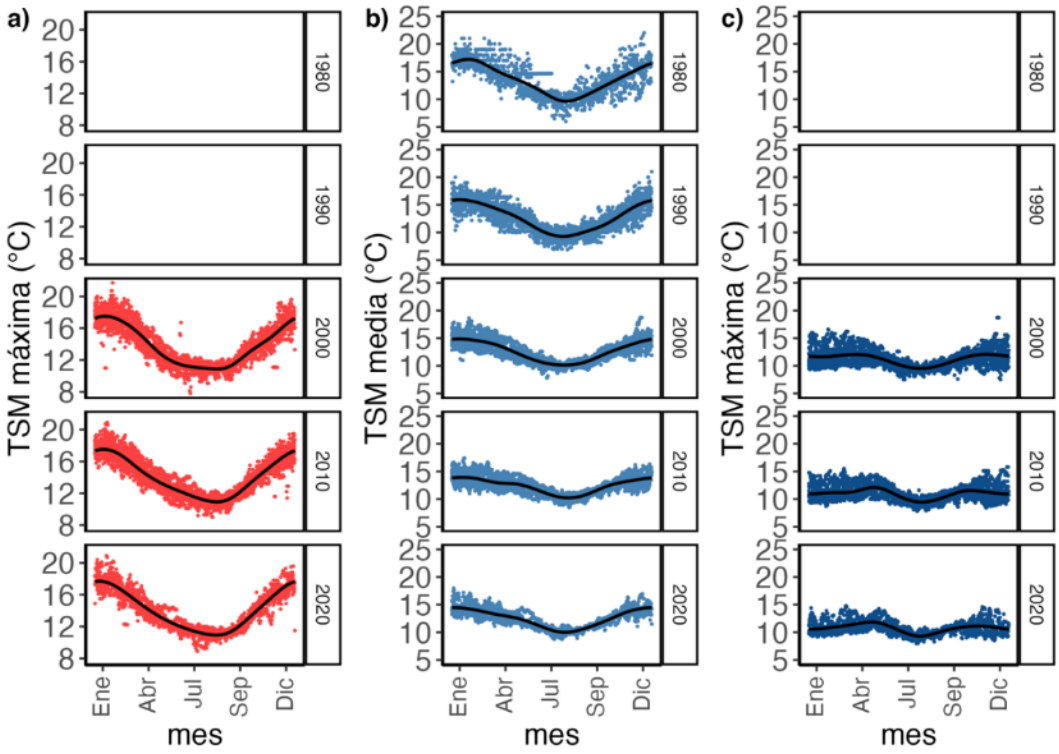


Figura 3.1.5. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura superficial del mar diaria (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2024 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000 – diciembre 2024 (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima diaria, b) TSM media diaria y c) TSM mínima diaria. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiéndose los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

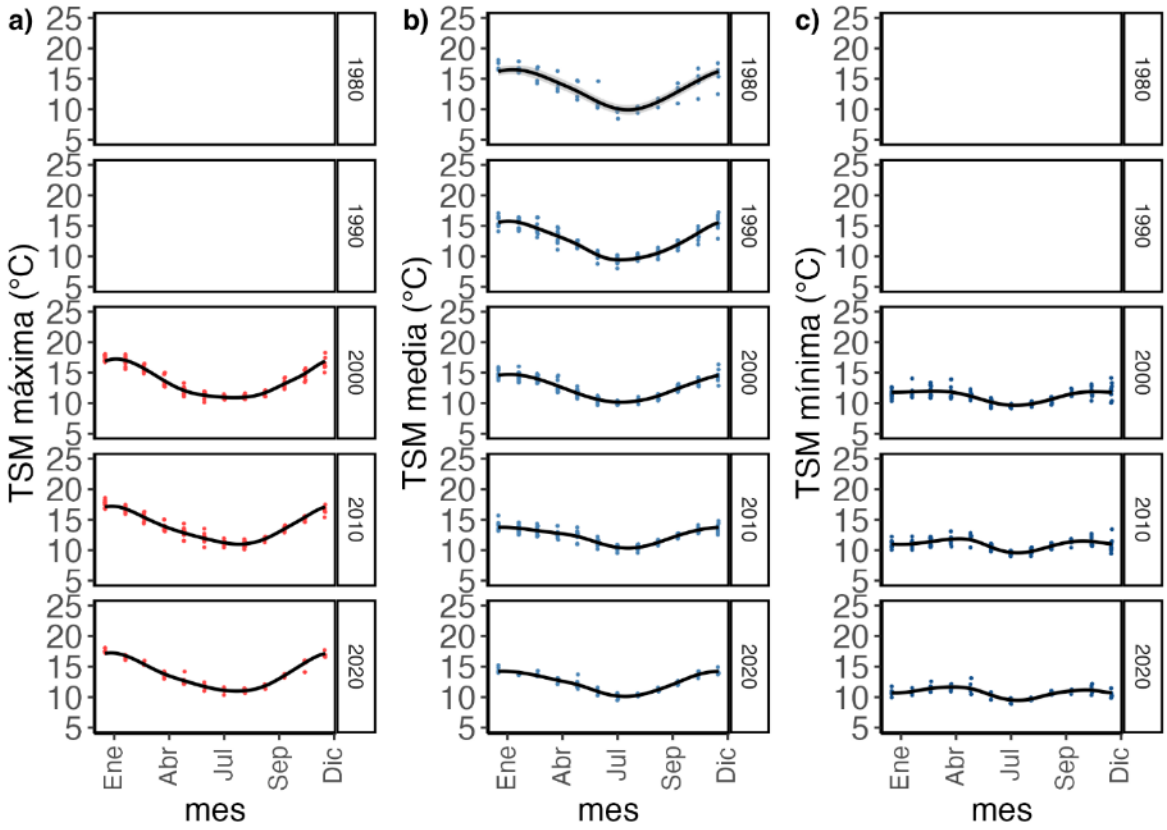


Figura 3.1.6. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura superficial del mar mensual (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2024 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000 – diciembre 2024 (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima promedio mensual, b) TSM media promedio mensual y c) TSM mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.3. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en la temperatura superficial del mar (TSM, °C) en el Puerto de Corral (39.8882°S, 73.4310°W), Región de Los Ríos. Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Parámetro	TSM máxima	TSM media	TSM mínima
TSM $_{diaria}$			
Intercepto	13.76±0.02***	13.32±0.03***	11.18±0.02***
1980		0.12±0.04**	
1990		-0.67±0.04***	
2000		-0.78±0.04***	
2010	0.22±0.02***	-0.96±0.04***	-0.24±0.03***
2020	0.22±0.03***	-0.87±0.04***	-0.43±0.03***
s(DOY)	7.855	7.316	7.657
F_{gel}	F_8 = 7193.2***	F_8 = 4564.3***	F_8 = 455.5***
$R^2_{ajustado}$	0.863	0.704	0.295
TSM $_{mensual}$			
Intercepto	13.78±0.06***	13.34±0.13***	11.19±0.06***
1980		0.11±0.18^{ns}	
1990		-0.67±0.16***	
2000		-0.79±0.16***	
2010	0.22±0.08**	-0.97±0.16***	-0.24±0.09*
2020	0.21±0.10*	-0.88±0.18***	-0.43±0.11***
s(DOY)	6.801	5.152	5.985
F_{gel}	F_8 = 501.5***	F_8 = 251.5***	F_8 = 38.0***
$R^2_{ajustado}$	0.931	0.801	0.518

Temperatura del aire

Las Figuras 3.1.7 y 3.1.8 muestran la dinámica observada para la temperatura del aire en Isla Teja (periodo enero 1960 – diciembre de 2024) y el Aeropuerto Pichoy (periodo enero 1966 – diciembre 2024). En Isla Teja, ciudad de Valdivia, se observó una disminución significativa en la temperatura mínima del aire diaria (pendiente = -5.125e-05, $F(1, 23922) = 217.6$, $p < 0.001$), al igual que en el caso de la serie mensual, que también presenta una tendencia significativa a la disminución en la temperatura mínima promedio (pendiente = -5.410e-05, $F(1, 785) = 17.66$, $p < 0.001$). Estas disminuciones se corroboraron también con los estimadores de tendencia no paramétricos de Mann-Kendall y Sen, que mostraron tendencias negativas y significativas (Tabla 3.1.4).

Por otra parte, el Aeropuerto Pichoy muestra una tendencia significativa al aumento de la temperatura diaria máxima del aire (pendiente = 4.644e-05, $F(1, 20584) = 52.28$, $p < 0.001$), mientras que las temperaturas media y mínima diarias no presentan tendencias significativas (pendiente media = 5.175e-07, $F(1, 21108) = 0.0101$, $p = 0.92$; pendiente mínima = 6.813e-06, $F(1, 20439) = 0.8132$, $p = 0.367$). A escala mensual, tampoco se observan tendencias significativas para la temperatura máxima, media o mínima mensual en Pichoy (T. máxima: pendiente = 2.719e-05, $F(1, 676) = 2.506$, $p = 0.114$; T. media: pendiente = 1.785e-06, $F(1, 689) = 0.0052$, $p = 0.942$; T. mínima: pendiente = 4.529e-06, $F(1, 675) = 0.1198$, $p = 0.729$).

Al examinar los estimadores no paramétricos de tendencia, tanto el test de Mann-Kendall como el estimador de pendiente de Sen entregan resultados consistentes con lo obtenido mediante la regresión lineal (Tabla 3.1.4). Al aplicar la prueba de cambio puntual de Pettitt, se observaron puntos de quiebre significativos para todas las variables, con excepción de la temperatura máxima y mínima mensual en el Aeropuerto Pichoy. En la escala diaria, en Isla Teja, se observó un punto de quiebre en la temperatura mínima diaria el 09/05/2009. En Pichoy los puntos de cambio van desde el 16/10/1995 para la temperatura máxima diaria, hasta el 15/04/2016 para la temperatura media. A escala

mensual, los puntos de quiebre observados fueron el 01/04/2009 para la temperatura mínima en Isla Teja, y el 01/03/2016 para la temperatura media y mínima en Pichoy. En general, la tendencia de cambio observada fue de aumento para la temperatura máxima diaria en Pichoy, y de disminución para las temperaturas mínimas diarias y mensuales en Isla Teja.

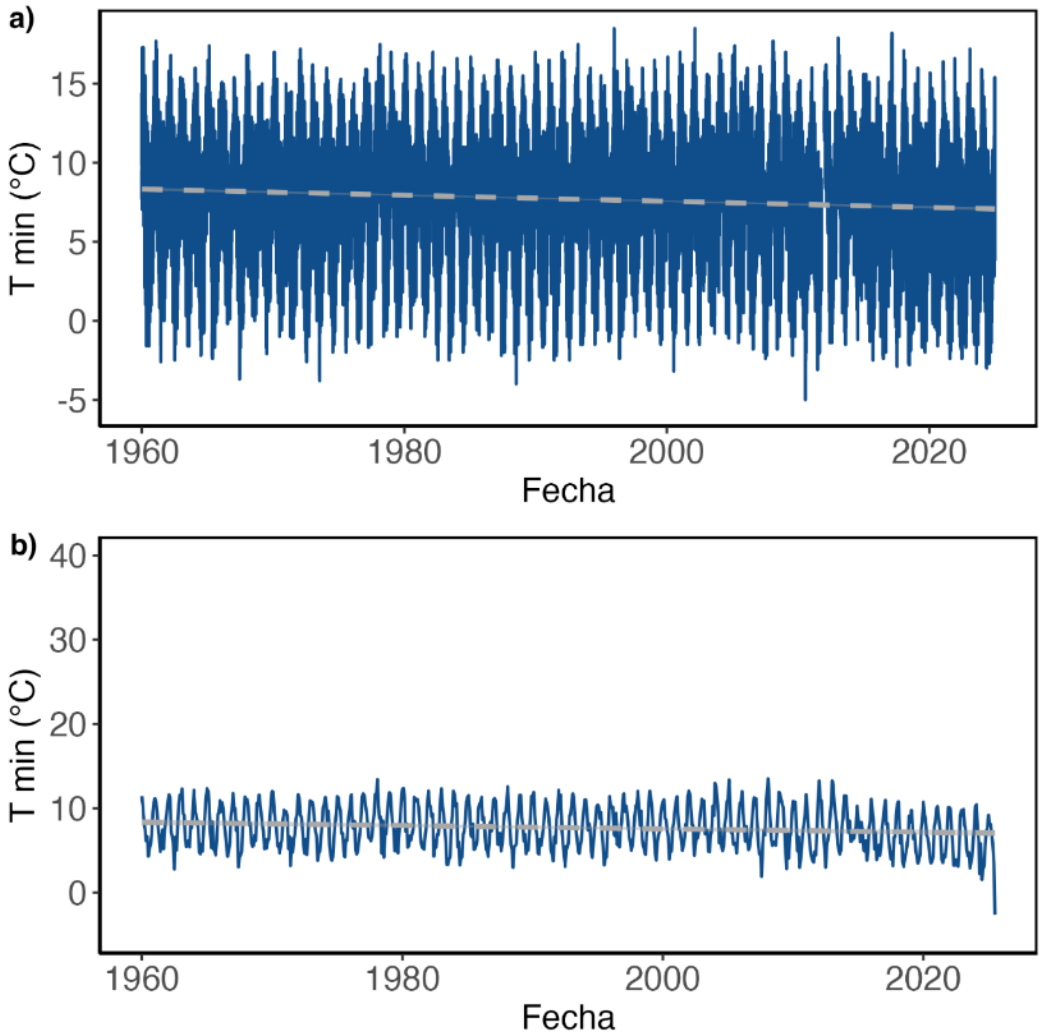


Figura 3.1.7. Serie de tiempo de temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024). La Figura muestra a) la serie de tiempo diaria de temperatura mínima diaria y b) la serie de tiempo mensual del promedio de temperatura mínima diaria, ambas en color azul oscuro. En ambas figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

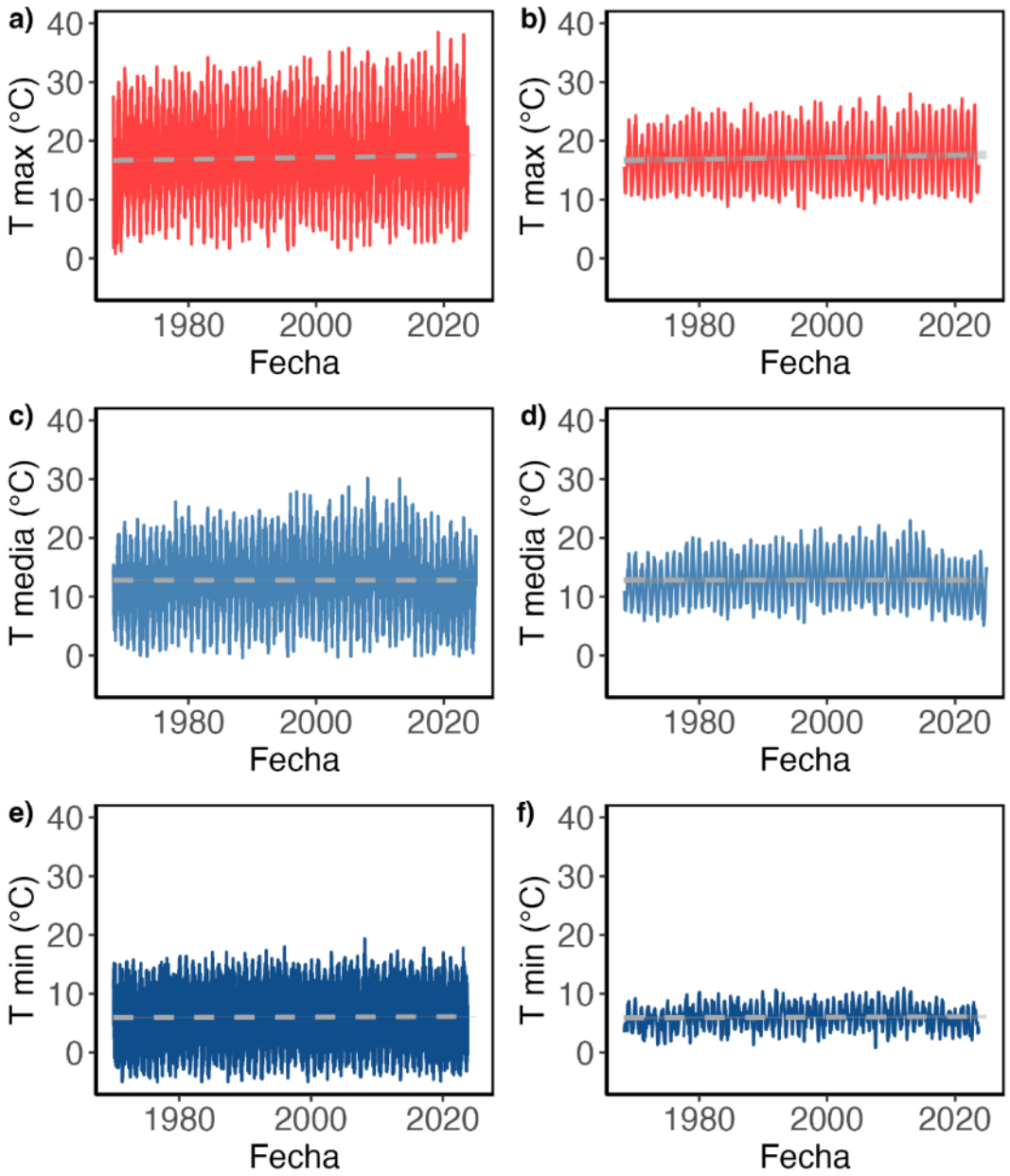


Figura 3.1.8. Serie de tiempo de la temperatura del aire (T, °C) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2024). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la columna izquierda y los promedios mensuales de las series diarias en la columna izquierda. Las Figuras a) y b) muestran en líneas continuas rojas las series de tiempo para T máxima diaria y la media mensual de T máxima diaria en las figuras. De manera similar las figuras c) y d) muestran las series de tiempo para T media diaria y la media mensual de la T media diaria en líneas continuas color azul acero. Por último, las Figuras e) y f) muestran las series de tiempo para T mínima diaria y la media mensual de la T mínima diaria en líneas continuas color azul oscuro. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.4. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U⍰⍰l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. En aquellas series en que no se identificó ningún punto de cambio significativo, no se entregan valores de medias (situación representada por guiones). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05,$^{\cdot}$: 0.05 ≤ p < 0.1,* :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Sitio	Parámetro	Pendiente $_{OLS}$	U⍰⍰	Pendiente $_{Sen}$	U*$_{Pettitt}$	Media
	diaria					
Isla Teja	mínima	-5.125e-05***	-0.0635***	-5.291565e-05***	17583701*** 09/05/2009	[7.97;6.89]
	máxima	4.644e-0^{5***}	0.0257***	3.507787e-05***	5139410*** 16/10/1995	[16.81;17.38]
Pichoy	media	5.175e-07^{ns}	-0.0022^{ns}	0.000000e+00 ^{ns}	13909344*** 15/04/2016	[13.11;11.05]
	mínima	6.813e-06 ^{ns}	0.00514^{ns}	0.000000e+00 ^{ns}	6266916*** 18/09/1977	[5.49;6.13]
	mensual					
Isla Teja	mínima	-5.410e-05***	-0.0932***	-1.628973e-03***	28243*** 01/04/2009	[7.99;6.86]
	máxima	2.719e-05^{ns}	0.01865^{ns}	6.511350e-04^{ns}	5333^{ns} -	[- ; -]
Pichoy	media	1.785e-06^{ns}	-0.0034^{ns}	-1.037237e-04^{ns}	18091** 01/03/2016	[13.13;11.08]
	mínima	4.529e-06^{ns}	0.00606^{ns}	9.581673e-05^{ns}	12020^{ns} -	[5.43;6.13]

Por otra parte, al analizar el espectro de frecuencias, se observa que la Temperatura mínima en Isla Teja presenta un único periodo significativo, correspondiente a la escala anual (Fig. 3.1.9a), aunque esta última muestra algunas zonas de periodicidad

más rápida que difieren significativamente de lo esperado bajo un proceso de ruido blanco. Si bien estas periodicidades más bajas muestran un grado de complejidad temporal, la única periodicidad dominante en el espectro medio es la correspondiente a la variación anual (Fig. 3.1.9b).

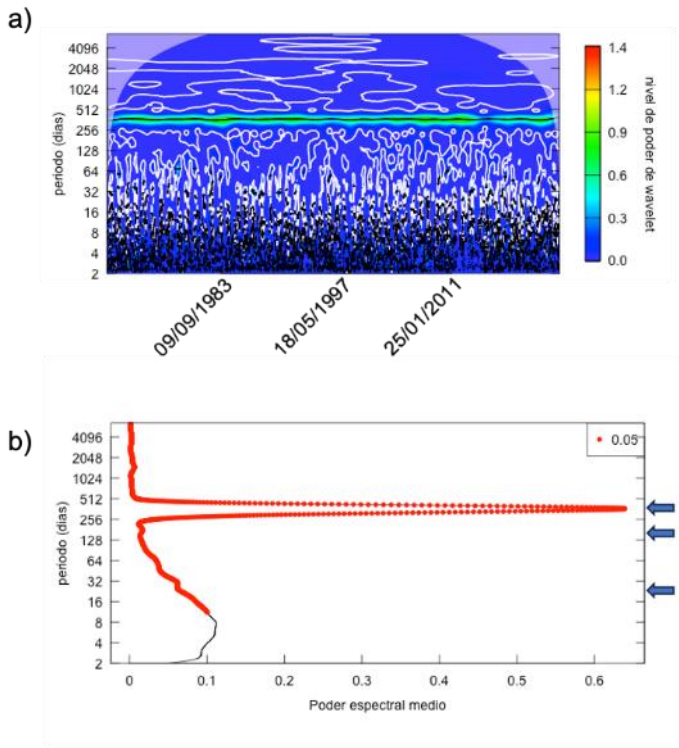


Figura 3.1.9. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024). La Figura a) muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas. La Figura b) muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

En el caso del espectro de frecuencias para las tres series de Temperatura del aire en el Aeropuerto Pichoy se observa un patrón cualitativamente similar, destacando la

dominancia de la escala anual (Fig. 3.1.10), aunque se observa una mayor complejidad en el caso de la Temperatura mínima en el Aeropuerto Pichoy, que presenta un segundo máximo de frecuencia espectral correspondiente a la escala de variación semestral (Fig. 3.1.11).

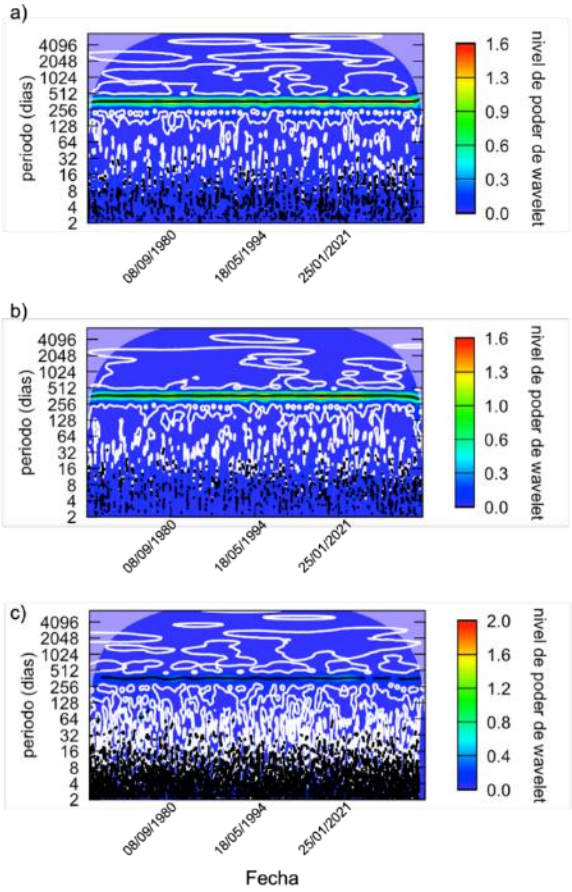


Figura 3.1.10. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la temperatura del aire (T, °C) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) T máxima diaria, b) T media diaria y c) T mínima. Se muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

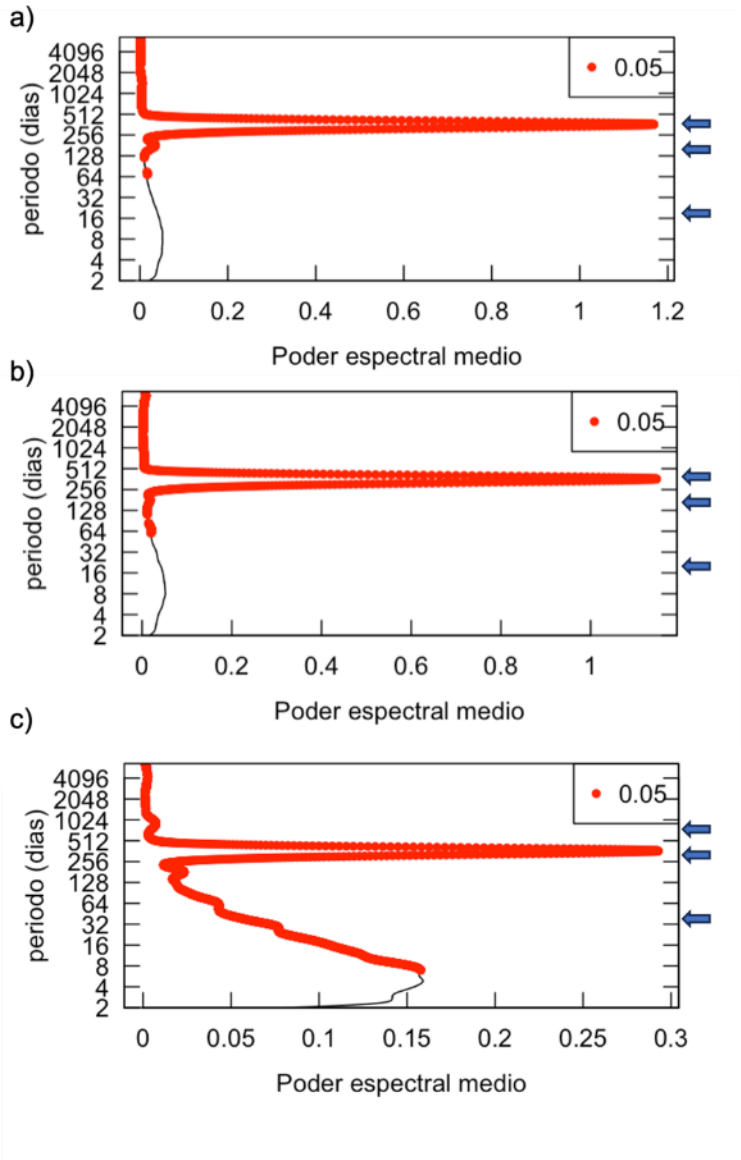


Figura 3.1.11. Análisis espectral promedio de la temperatura del aire (T, °C) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) T máxima diaria, b) T media diaria y c) T mínima. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que considera la Figura 3.1.10, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

De manera similar a lo observado para la temperatura superficial del mar, los contornos de significancia señalan la presencia de periodos intermitentes donde se evidencian periodicidades significativas de menor escala (Figs. 3.1.9a y 3.1.10), que nuevamente sugieren la presencia de variación intra e inter anual para estas variables, lo que se evalúa en las Figuras 3.1.12 a 3.1.14 y la Tabla 3.1.5 para los datos de escala diaria y mensual respectivamente. Como se observa en estas Figuras y la Tabla 3.1.5, los descriptores de temperatura del aire presentan una señal estacional significativa, como lo indica la significancia del término asociado a las funciones de suavizado no lineal mediante splines cubicas (s(DOY) presenta probabilidades significativas en ambas localidades y para todas las variables y escalas).

En el caso de Isla Teja y el Aeropuerto Pichoy, la década de referencia (1960) presenta valores de T mínima que difieren significativamente de 0 en todos los casos. En el caso de Isla Teja, solo se observan diferencias significativas para las décadas de 2010 y 2020, con disminuciones significativas para T mínima. En el caso del Aeropuerto Pichoy, la mayoría de las décadas presentan diferencias significativas, con una tendencia a presentar aumentos significativos para T mínima, T media y T máxima, con excepción de los datos para la década de 2020, que en general presentan disminuciones significativas (Figs. 3.1.12 a 3.1.14, Tabla 3.1.5).

Una tendencia cualitativa observada en estas figuras es la disminución en la amplitud a través del tiempo, con las décadas más recientes tendiendo a presentar una menor amplitud a lo largo del ciclo estacional. Sin embargo, esta no fue evaluada explícitamente y se explorara en mayor detalle en informes futuros, para poder determinar su significancia estadística y evaluar posibles similitudes o diferencias entre los tres descriptores estudiados (máxima, media y mínima).

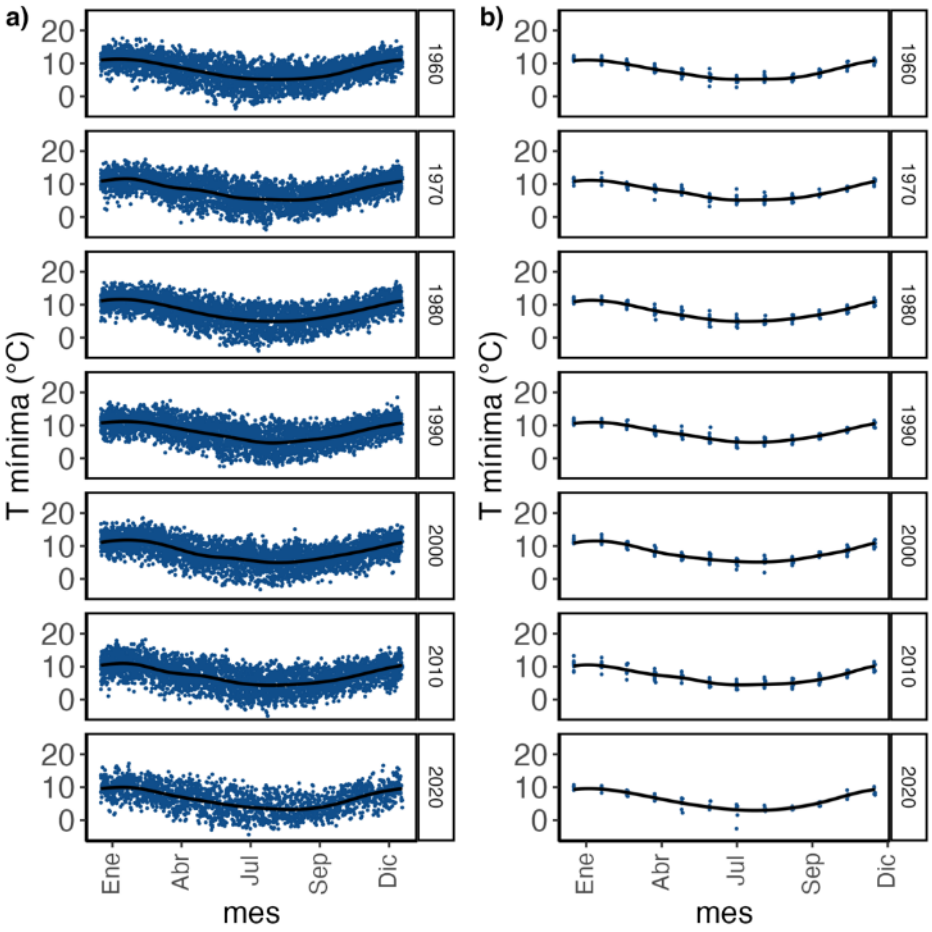


Figura 3.1.12. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura mínima del aire (T) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) T mínima diaria, b) T mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

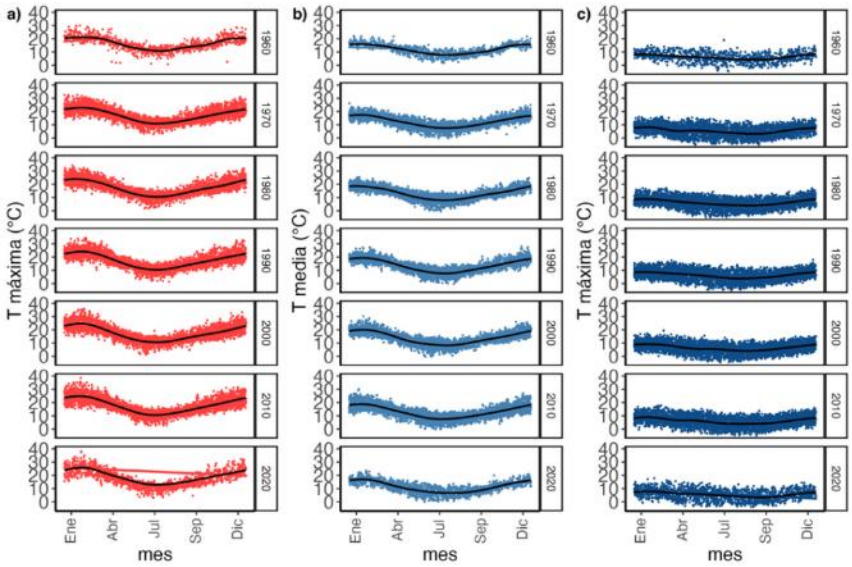


Figura 3.1.13. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura del aire (T) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) T máxima diaria, b) T media diaria y c) T mínima diaria. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

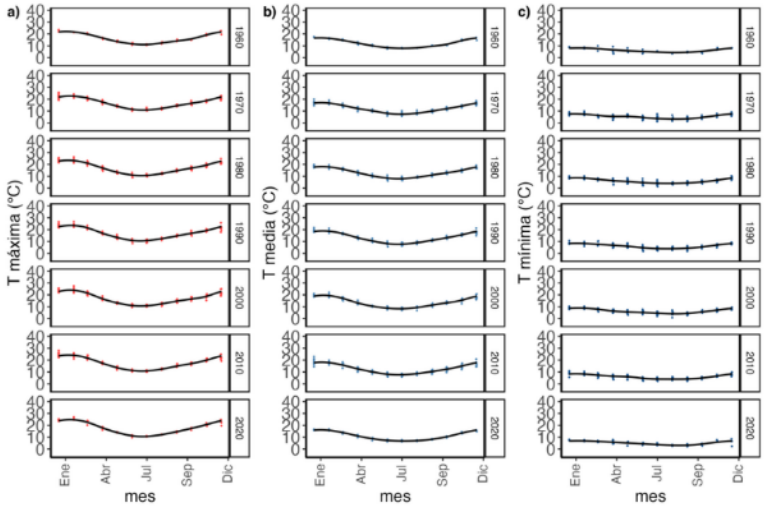


Figura 3.1.14. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura del aire (T) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) T máxima promedio mensual, b) T media promedio mensual y c) T mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.5. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en la temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respetivamente). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 1960) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	**Isla Teja**		**Pichoy**	
	T mínima	**T máxima**	**T media**	**T mínima**
T_{diaria}				
Intercepto	7.96±0.05***	16.31±0.09***	11.91±0.08***	6.16±0.11***
1980	-0.05±0.07^{ns}	0.74±0.11***	1.15±0.09***	-0.03±0.13^{ns}
1990	-0.09±0.07^{ns}	0.74±0.11***	1.44±0.09***	0.09±0.13^{ns}
2000	0.08±0.07^{ns}	0.74±0.11***	1.75±0.09***	0.22±0.13$^{\cdot}$
2010	-0.74±0.07***	1.15±0.11***	0.88±0.09***	-0.11±0.13^{ns}
2020	-1.65±0.08***	2.51±0.12***	-0.73±0.10***	-0.66±0.14***
s(DOY)				
	7.516	7.495	7.182	7.548
F_{gel}	F_8 = 1798.6***	F_8 = 5441.1***	F_8 = 5588.3***	F_8 = 531.6***
$R^2_{ajustado}$	0.386	0.677	0.688	0.173
$T_{mensual}$				
Intercepto	7.96±0.10***	16.71±0.22***	12.27±0.21***	6.29±0.21***
1980	-0.04±0.13 ^{ns}	0.35±0.25 ^{ns}	0.80±0.24***	-0.16±0.24 ^{ns}
1990	-0.09±0.13 ^{ns}	0.35±0.25 ^{ns}	1.09±0.24***	-0.04±0.24 ^{ns}
2000	0.09±0.13 ^{ns}	0.36±0.25 ^{ns}	1.40±0.24***	0.09±0.24 ^{ns}
2010	-0.73±0.13***	0.77±0.25***	0.53±0.24*	-0.23±0.24^{ns}
2020	-1.72±0.16***	1.03±0.29***	-1.09±0.27***	-1.09±0.27***
s(DOY)				
	7.372	7.259	7.094	7.034
F_{gel}	F_8 = 456.2***	F_8 = 1113.6***	F_8 = 825.4***	F_8 = 164.7***
$R^2_{ajustado}$	0.83	0.93	0.91	0.671

Precipitación acumulada

La Figura 3.1.15 muestra la dinámica observada para la precipitación acumulada a escala diaria (a y b) y mensual (c y d) en Isla Teja (periodo enero 1960 – diciembre de 2024) y el Aeropuerto Pichoy (periodo enero 1966 – diciembre 2024). Al examinar la tendencia temporal en la precipitación diaria, se observa una disminución significativa para la estación de Isla Teja en Valdivia, (pendiente = -6.432e-10, $F(1, 23347)= 12.88$, $p<0.001$). De igual manera, en el Aeropuerto Pichoy se observa una tendencia a la disminución de la precipitación diaria, la que sin embargo no es significativa (pendiente = -1.322e-10, $F(1, 20719)= 0.8741$, $p = 0.35$). En el caso de las series medias mensuales, se observa una tendencia significativa a la disminución de la precipitación acumulada mensual en la Isla Teja (pendiente = -2.006e-08*, $F(1, 766)= 4.603$, $p<0.05$), mientras no se observa una tendencia significativas para la precipitación acumulada mensual mínima en el Aeropuerto Pichoy (pendiente = -2.707e-09ns, $F(1, 681)= 0.006295$, $p= 0.7731$). En la Tabla 3.1.6 se analizan los demás estimadores de tendencia y de puntos de cambio para la precipitación acumulada diaria y mensual. Al examinarlos, se observa que a escala diaria el indicador de Mann-Kendall indica una tendencia negativa significativa en el Aeropuerto de Pichoy para los datos diarios, mientras que para los datos mensuales se observa una tendencia positiva significativa en Isla Teja. En el caso del indicador de pendiente de Sen, no se observaron pendientes significativas para ninguna de las series de tiempo. Finalmente, solo se observó un punto de quiebre significativo para los datos de escala diaria del Aeropuerto Pichoy, con aumento muy leve (0.26 mm).

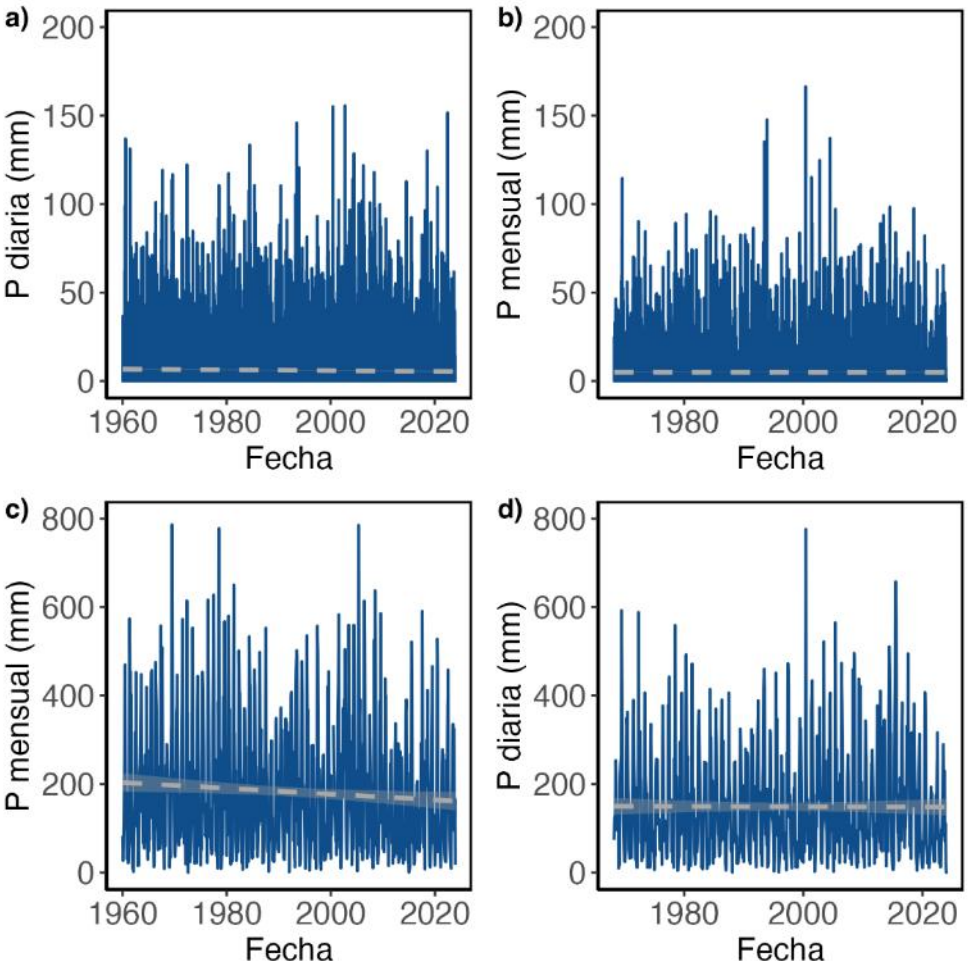


Figura 3.1.15. Serie de tiempo de la precipitación (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79 °S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la columna izquierda y los promedios mensuales de las series diarias en la columna derecha. Las Figuras a) y b) muestran en líneas continuas las series de tiempo para la precipitación diaria y mensual en Isla Teja, mientras que las figuras c) y d) muestran en líneas continuas las series de tiempo para la precipitación diaria y mensual en el Aeropuerto Pichoy, todas en líneas continuas color azul acero. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.6. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para la precipitación (mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. En aquellas series en que no se identificó ningún punto de cambio significativo, no se entregan valores de medias (situación representada por guiones). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Pendiente $_{OLS}$	U_{MK}	Pendiente$_{Sen}$	U*$_{Pettitt}$	Media
P $_{diaria}$					
Isla Teja	-5.489e-05***	-0.00208^{ns}	0.0000e+00^{ns}	2806196^{ns}	[- ; -]
Pichoy	-1.830e-05^{ns}	0.05889***	0.0000e+00^{ns}	14227363*** 27/04/2012	[4.87;4.99]
P $_{mensual}$					
Isla Teja	-1.722e-03*	-0.05343*	-4.0000e-02*	17206^{ns}	[- ; -]
Pichoy	-4.684e-04^{ns}	-0.02139^{ns}	-1.421e-02^{ns}	11888^{ns}	[- ; -]

Dados estos resultados contrastantes, se evaluó la presencia de periodicidades significativas, conforme se ilustra en las Figuras 3.1.16 y 3.1.17. Como se aprecia en la Figura 3.1.16, el análisis espectral mediante wavelet presenta varios contornos que ilustran periodicidades significativas con respecto a las simulaciones bajo ruido blanco. Si bien estas no muestran máximos de varianza o poder espectral claros (Fig. 3.1.16), el espectro medio revela la presencia de dos escalas dominantes de periodicidad, correspondientes a periodos anuales y semestrales (Fig. 3.1.17).

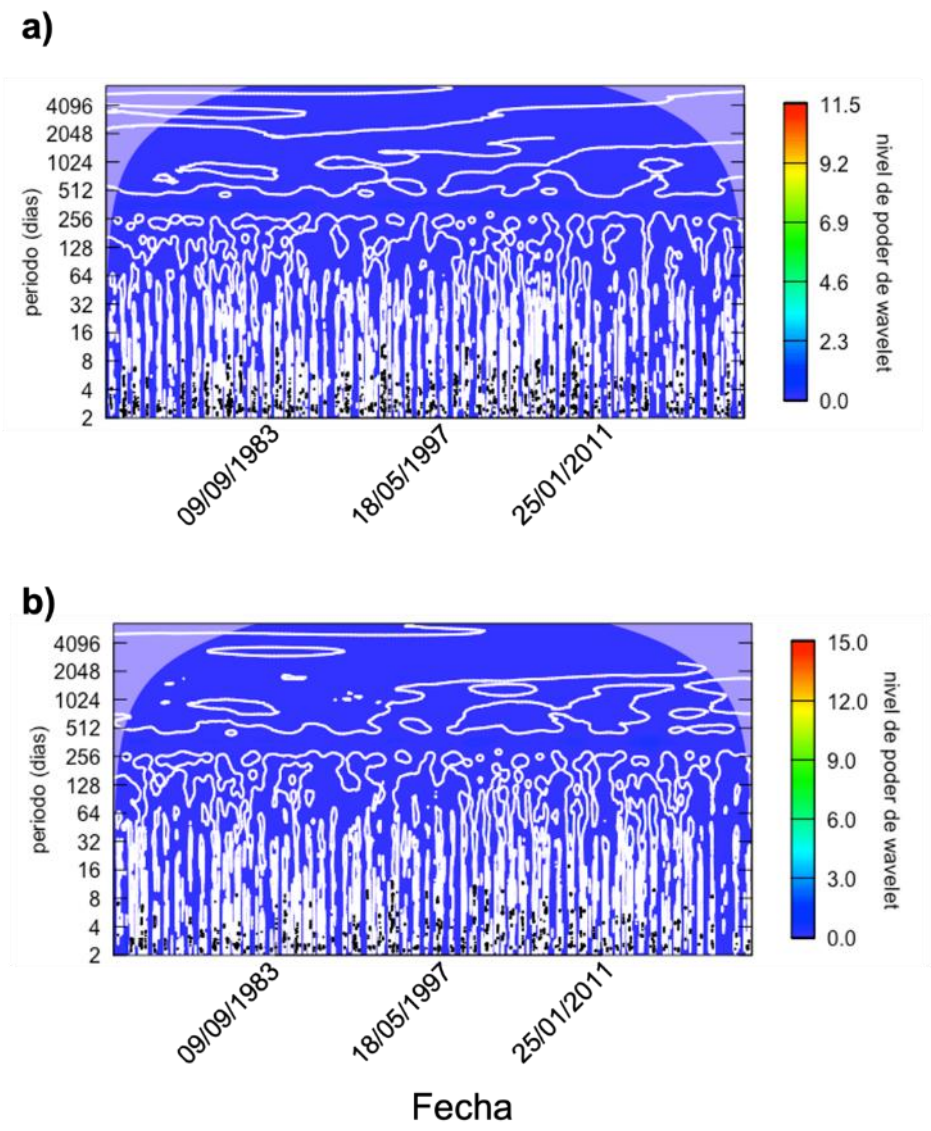


Figura 3.1.16. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la precipitación (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

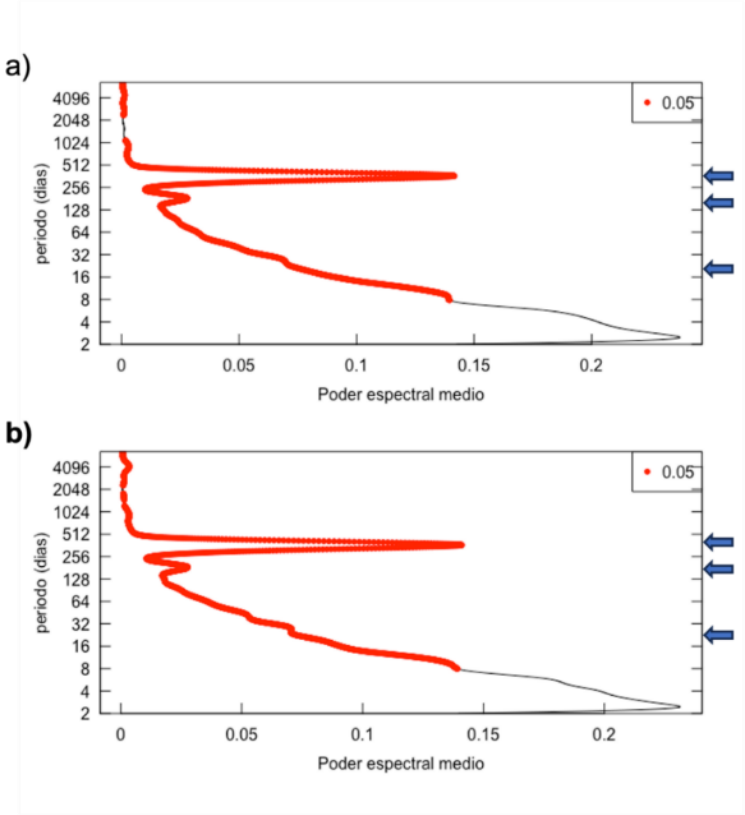


Figura 3.1.17. Análisis espectral promedio de la precipitación (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que considera la Figura 3.1.10, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

Dada la presencia de patrón un patrón de variación a escalas semestrales y anuales, se procedió a realizar el análisis la variabilidad estacional e inter decadal en la precipitación en estas dos estaciones, el que se ilustra en las Figuras 3.1.18 y 3.1.19. Como se aprecia en la Figura 3.1.18, la variación estacional diaria es mucho más ruidosa para ambas localidades, por lo que el ajuste de regresión GAM da cuenta de menor porcentaje de varianza, pero aun así es significativa (Tabla 3.1.7). Al examinar la variación estacional de los datos acumulados a escala mensual, se observa un patrón más claro, que también es significativo.

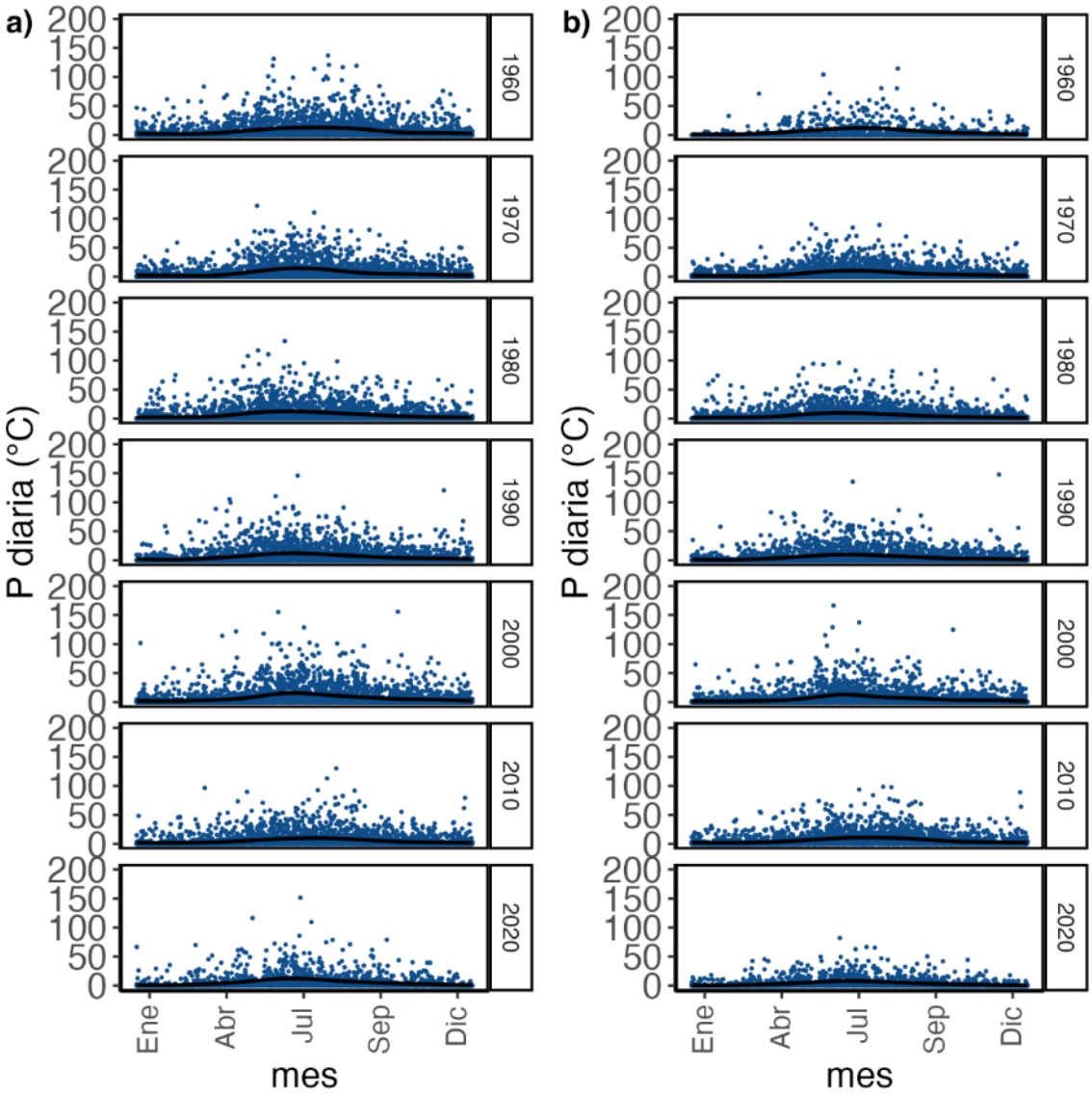


Figura 3.1.18. Análisis de variación estacional y decadal de la precipitación diaria (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

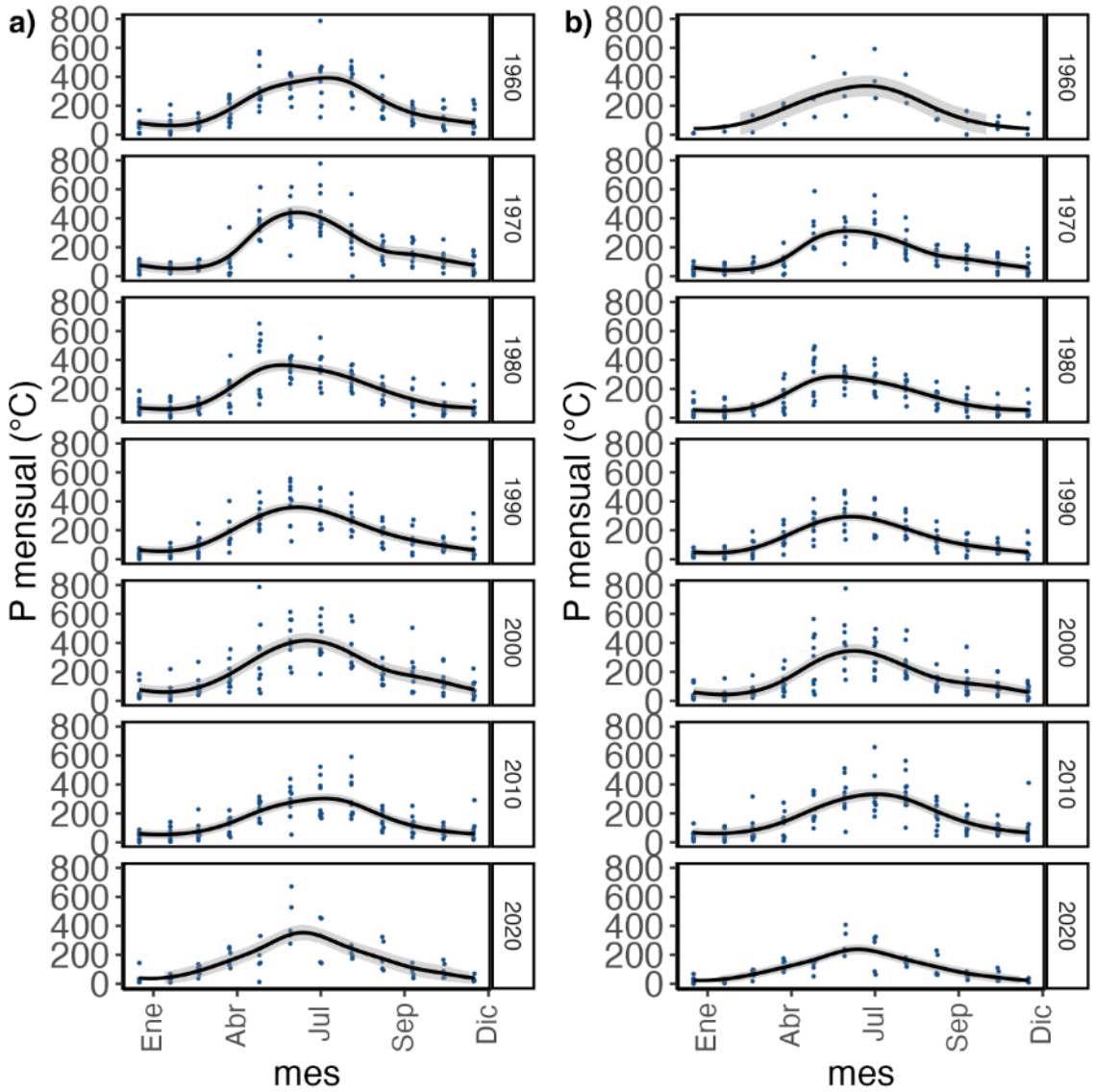


Figura 3.1.19. Análisis de variación estacional y decadal de la precipitación mensual (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722 °W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

De manera similar a lo observado para la Temperatura del aire, la década de referencia (1960) presenta valores Precipitación acumulada que difieren significativamente de 0 en todos los casos (escala diaria y mensual). En el caso de Isla Teja, solo se observan diferencias significativas en la precipitación diaria para las décadas de 1990, 2010 y 2020, con disminuciones significativas, mientras que en el caso del Aeropuerto Pichoy, se observan disminuciones significativas para las décadas de 1970, 1980, 1990 y 2020.

Tabla 3.1.7. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en la precipitación (mm) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2024 y enero 1966 – diciembre 2024 respectivamente). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Isla Teja	Pichoy
P_{diaria}		
Intercepto (1960)	6.50±0.20***	5.58±0.33***
1970	-0.16±0.29^{ns}	-0.72±0.37*
1980	-0.53±0.29$^{.}$	-0.97±0.3^{7**}
1990	-0.64±0.29*	-0.87±0.37*
2000	0.37±0.29^{ns}	-0.34±0.37^{ns}
2010	-1.53±0.29***	-0.02±0.37^{ns}
2020	-1.13±0.35**	-1.95±0.40***
s(DOY)		
	7.444	7.27
F_{gel}	F_8 = 286.4***	F_8 = 254.4***
$R^2_{ajustado}$	0.09	0.09
$P_{mensual}$		
Intercepto (1960)	198.02±8.89***	163.77±14.64***
1970	-4.84±12.57^{ns}	-15.89±16.53^{ns}
1980	-16.01±12.57 ^{ns}	-23.47±16.53^{ns}
1990	-19.58±12.57 ^{ns}	-20.50±16.53^{ns}
2000	11.21±12.57 ^{ns}	-4.47±16.53^{ns}
2010	-46.50±12.57***	5.48±16.53^{ns}
2020	-39.84±15.00**	-55.72±17.98**
s(DOY)	6.332	6.049
F		
$R^2_{ajustado}$	F_8 = 136.2***	F_8 = 107.6***

En el caso de los datos mensuales y para Isla Teja solo se observan disminuciones significativas en las décadas de 2010 y 2020, mientras que en el Aeropuerto Pichoy solo se observa una disminución significativa en la década del 2020 (Figs. 3.1.18 y 3.1.19, Tabla 3.1.7). Estos resultados ilustran un cierto grado de heterogeneidad entre las dos localidades estudiadas, Isla Teja y Pichoy, pese a la escasa distancia que las separa.

Altura y Caudal de la columna de agua

Las Figura 3.1.20 y 3.1.21 muestran la dinámica observada para la altura de la columna de agua (máxima y mínima) del río Cruces y el caudal de agua, registradas entre enero de 2000 y diciembre 2024 y entre mayo de 1969 y diciembre de 2024 respectivamente. La altura máxima y mínima del espejo de agua muestran un patrón de variación cíclico con una tendencia a disminuir en el tiempo, tanto para los datos de escala diaria como los datos de escala mensual (Fig. 3.1.20). De manera similar, el caudal de agua también muestra un patrón de variación cíclico con una tendencia a disminuir en el tiempo (Fig. 3.1.21). Al examinar la tendencia temporal en el nivel del agua mínimo y máximo en la estación de Rucaco, se observa una disminución significativa tanto a escala diaria como mensual, patrón que es consistente para todos los indicadores de tendencia evaluados (Tabla 3.1.8).

La altura de la columna de agua mostró disminuciones significativas, tanto para los datos analizados a escala diaria (pendiente $A_{máxima}$ = -4.481e-10, F(1, 8723)= 187.7, p<0.001; $A_{mínima}$ = -4.342 e-10, F(1, 8723)= 222.7, p<0.001), como para los datos analizados a escala mensual (pendiente $A_{máxima}$ = -4.497 e-10, F(1, 285)= 7.969, p<0.006; $A_{mínima}$ = -4.354 e-10, F(1, 285)= 9.072, p<0.003). De igual manera, el caudal (m^3s^{-1}) de la columna de agua del río Cruces presentó disminuciones significativas a las dos escalas estudiadas (pendiente C_{diario} = -1.995 e-08, F(1, 20082)= 224, p<0.001; $C_{mensual}$ = -1.984 e-08, F(1, 658)= 10.64, p<0.001). Al examinar los tres indicadores de tendencia se observaron resultados consistentes entre sí, con disminuciones significativas tanto en la Altura de la columna de agua como el caudal (Tabla 3.1.8). Así, todos los puntos de cambio identificados fueron significativos, presentando medias menores en la segunda sección

de la serie de tiempo (Tabla 3.1.8). Sumado a ello, se observa una tendencia a presentar menor grado de variación en la segunda mitad de las series, por lo que se procedió a evaluar la presencia (y eventuales cambios) de periodicidades significativas para estas variables.

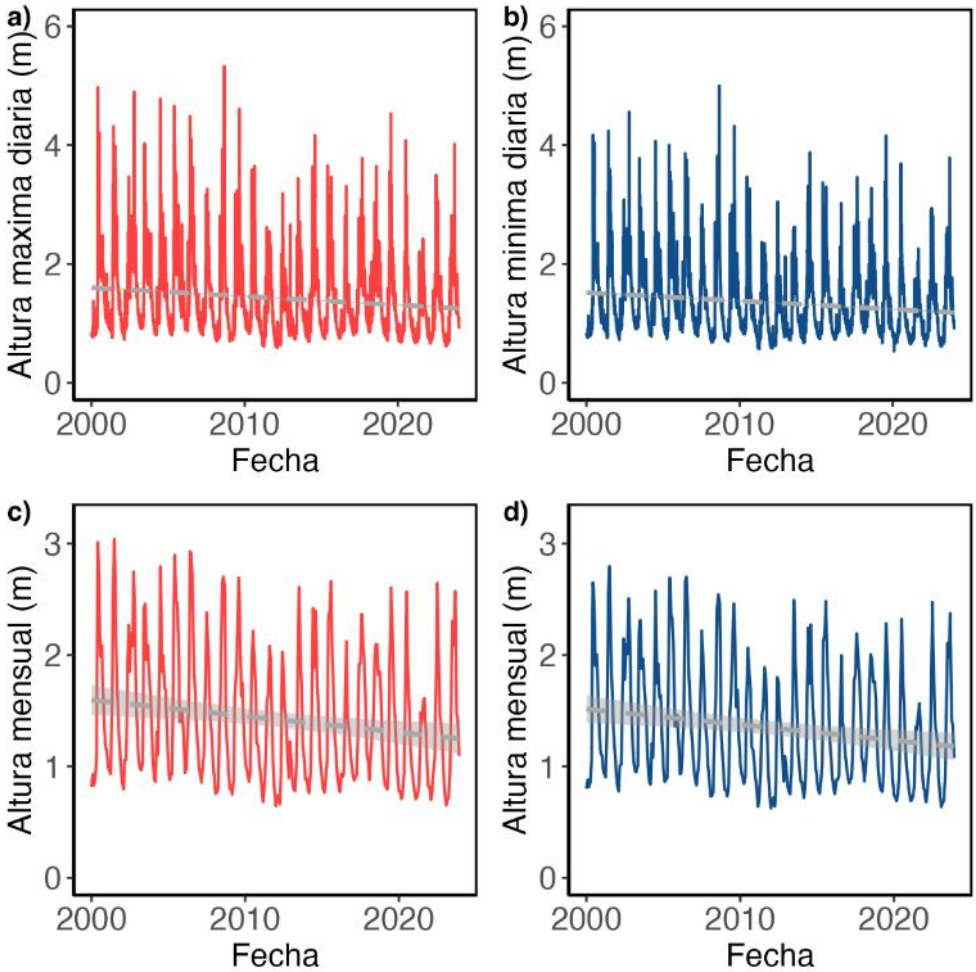


Figura 3.1.20. Serie de tiempo de la altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la primera fila, los promedios mensuales de las series diarias en la segunda fila de gráficos. Las figuras a) y b) muestran en líneas continuas rojas las series de tiempo para la altura máxima y mínima diarias, mientras que las figuras c) y d) muestran los promedios mensuales para la altura máxima y mínima. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal. Se incorporan líneas punteadas de guía para facilitar la comparación entre graficas de las dos columnas.

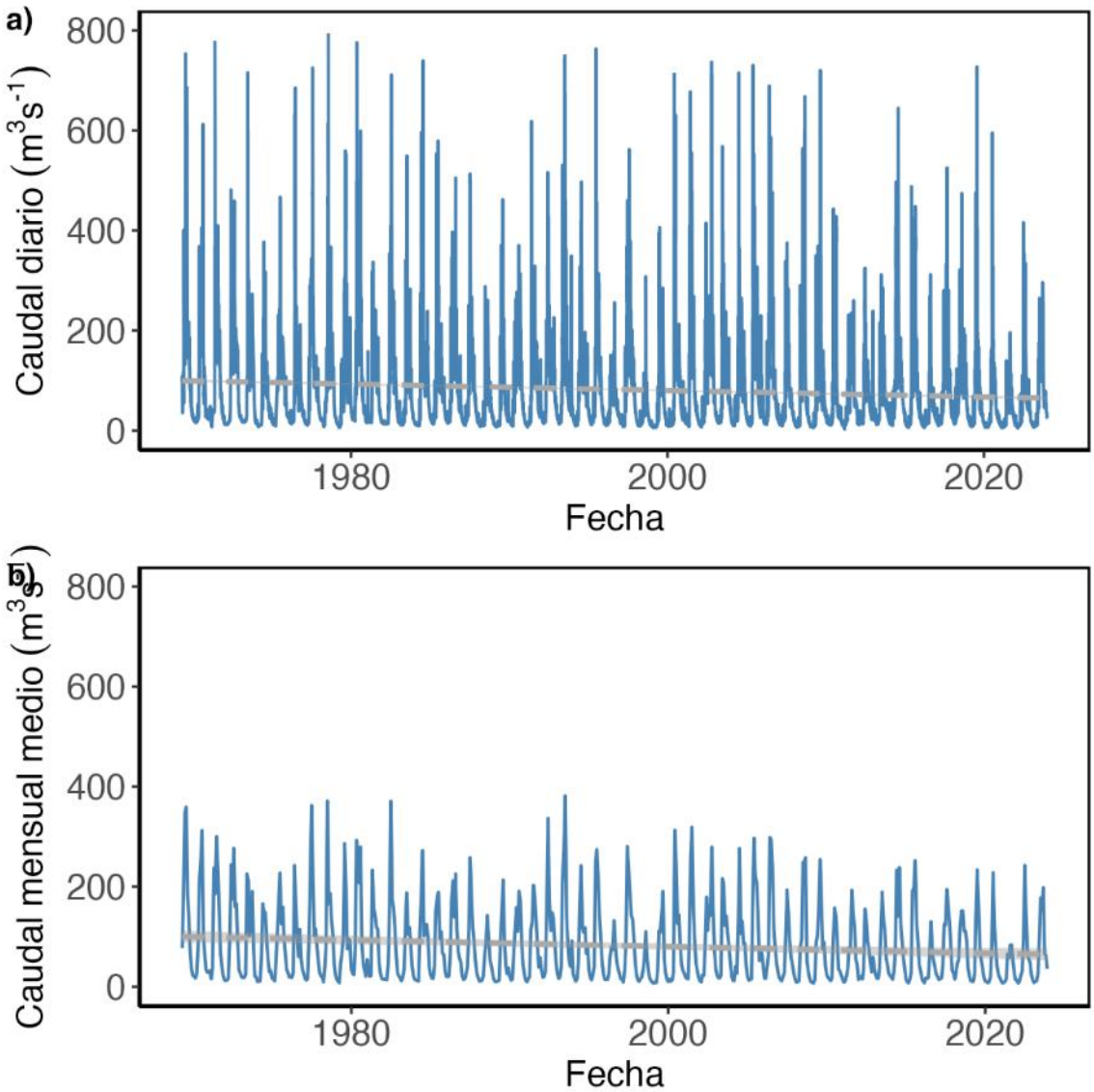


Figura 3.1.21. Serie de tiempo del caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2024). La Figura muestra a) la serie de tiempo diaria y b) la serie de tiempo del promedio mensual. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.8. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para la Altura (m) y Caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024 y mayo 1969 – diciembre 2024 respectivamente). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Pendiente $_{OLS}$	U_{PP}	Pendiente $_{Sen}$	$U^*_{Pettitt}$	Media
Altura$_{diaria}$					
Nivel máximo	-3.501e-05***	-0.1086***	-2.626051e-05***	4676594*** 10/10/2010	[1.48;1.25]
Nivel mínimo	-3.652e-05***	-0.1028***	-2.670940e-05***	4441355*** 08/10/2010	[1.56;1.32]
Altura$_{mensual}$					
Nivel máximo	-3.494e-05**	-0.1165**	-8.581067e-04**	5441** 01/09/2010	[1.48;1.25]
Nivel mínimo	-3.646e-05**	-0.1135**	-8.791196e-04**	5261** 01/09/2010	[1.56;1.32]
Caudal$_{diario}$					
Caudal	-1.783e-03***	-0.0806***	-6.591051e-04***	14451839*** 17/11/1995	[92.38;73.8]
Caudal$_{mensual}$					
Caudal	-1.769e-03***	-0.0833**	-2.225337e-02**	15616* 01/10/1995	[91.97;73.46]

Como se observa en las Figura 3.1.22 y 3.1.23, la altura de la columna de agua presenta una periodicidad dominante a escala anual, seguida de una periodicidad semestral, revelando un fuerte patrón estacional (Figs. 3.1.22 y 3.1.23). Sin embargo, esto se ve acompañado de algunas periodicidades de menor escala, particularmente en la primera mitad de las series de tiempo. Esto corrobora que la segunda mitad presenta menor variabilidad, lo que se suma a tener valores medios menores (Fig. 3.1.22, Tabla

3.1.8). Por otra parte, en el caso del caudal, se observa una periodicidad dominante a escala anual, seguida de una periodicidad semestral que se asocia a la variación estacional (Fig. 3.1.24). Sin embargo, esto se ve acompañado de algunas periodicidades de menor escala, que se vuelven más evidentes en la segunda mitad de la serie de tiempo (Fig. 3.1.24a). Por ello, se procedió a examinar la variación inter-decadal en el patrón estacional de estas tres variables.

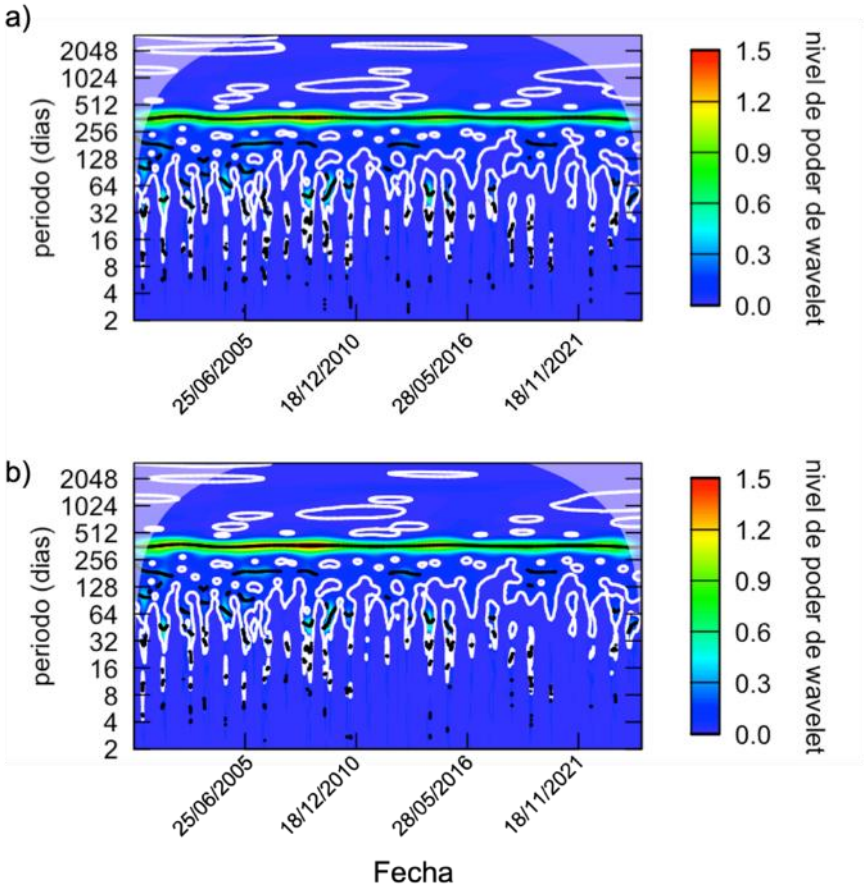


Figura 3.1.22. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la serie de tiempo de altura (m) de la columna de agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024). La Figura muestra el espectro de poder para a) el nivel máximo de altura y b) el nivel mínimo de altura. El espectro de poder fue estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

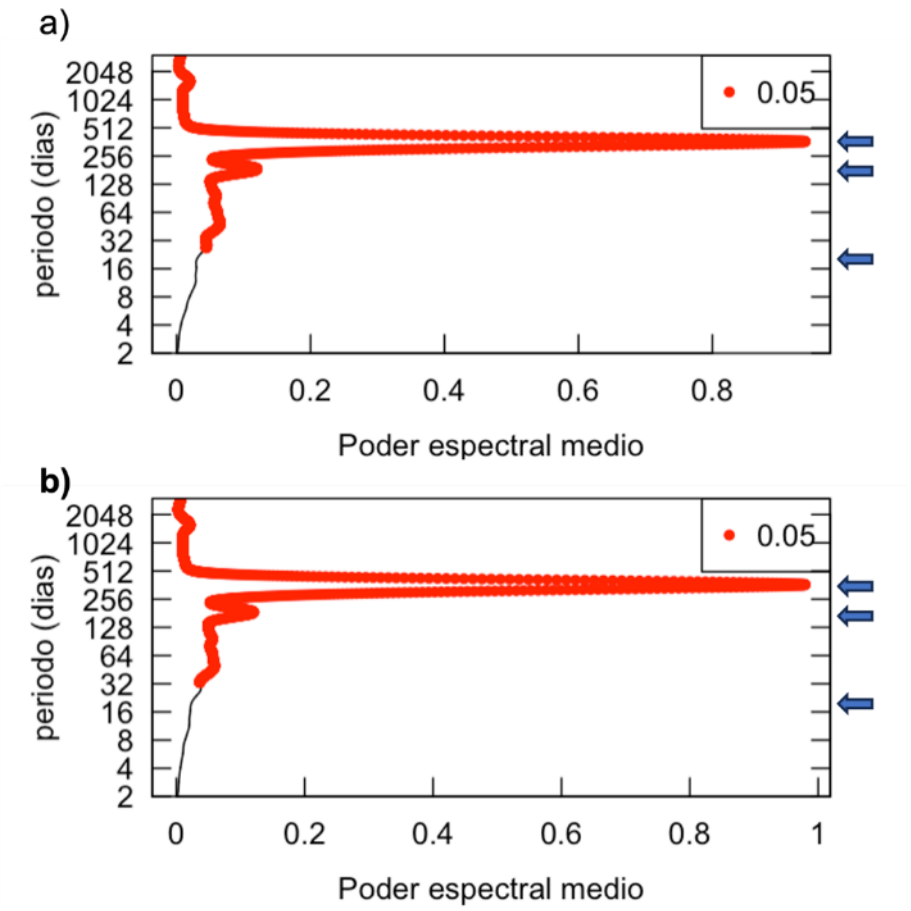


Figura 3.1.23. Análisis espectral promedio de la serie de tiempo de altura (m) de la columna de agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) el nivel máximo de altura y b) el nivel mínimo de altura. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que consideran las Figuras 3.1.22 a) y b), con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

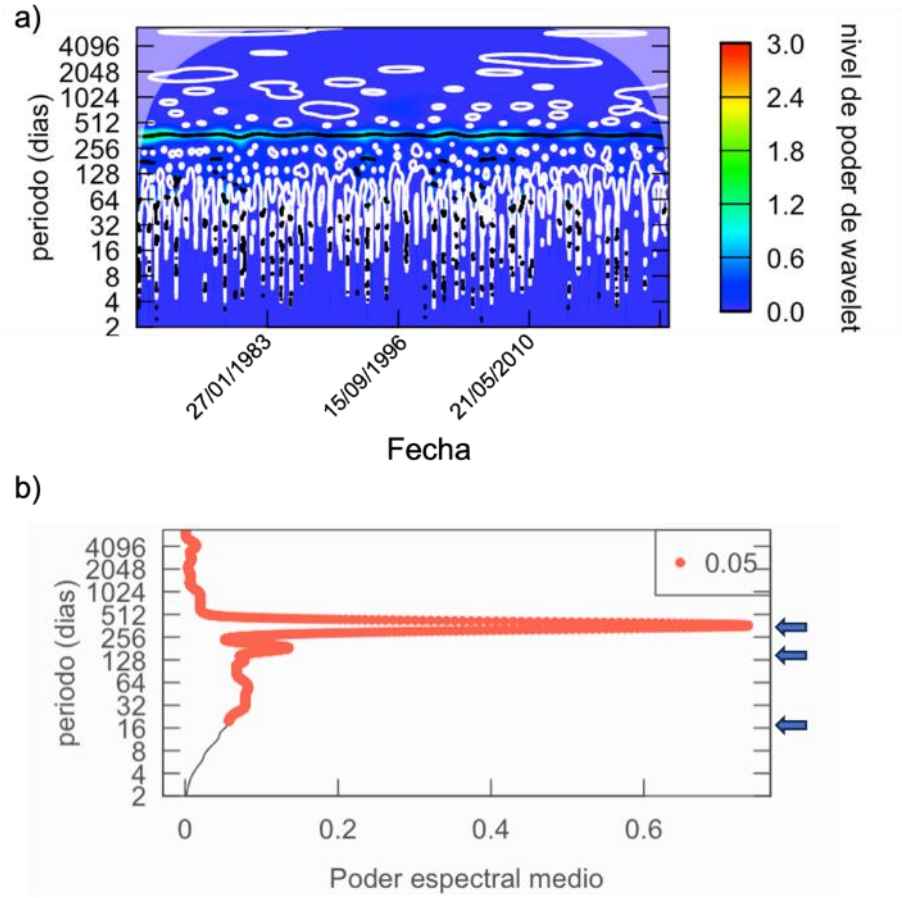


Figura 3.1.24. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la serie de tiempo del caudal (m3s-1) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2024). La figura a) muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas. La Figura b) muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

De manera similar a lo observado para la precipitación, se observa que la variación estacional diaria de la altura de la columna de agua presenta un mayor grado de variabilidad o ruido alrededor de la línea de tendencia (Figs. 3.1.25 y 3.1.26). No obstante, esta variabilidad, el ajuste de regresión GAM da cuenta de una señal estacional clara y significativa para los datos diarios y mensuales (Tabla 3.1.9). En este caso, se observan

diferencias significativas tanto para el intercepto como para las décadas de 2010 y 2020, con coeficientes que indican una tendencia a la disminución en el tiempo de la Altura.

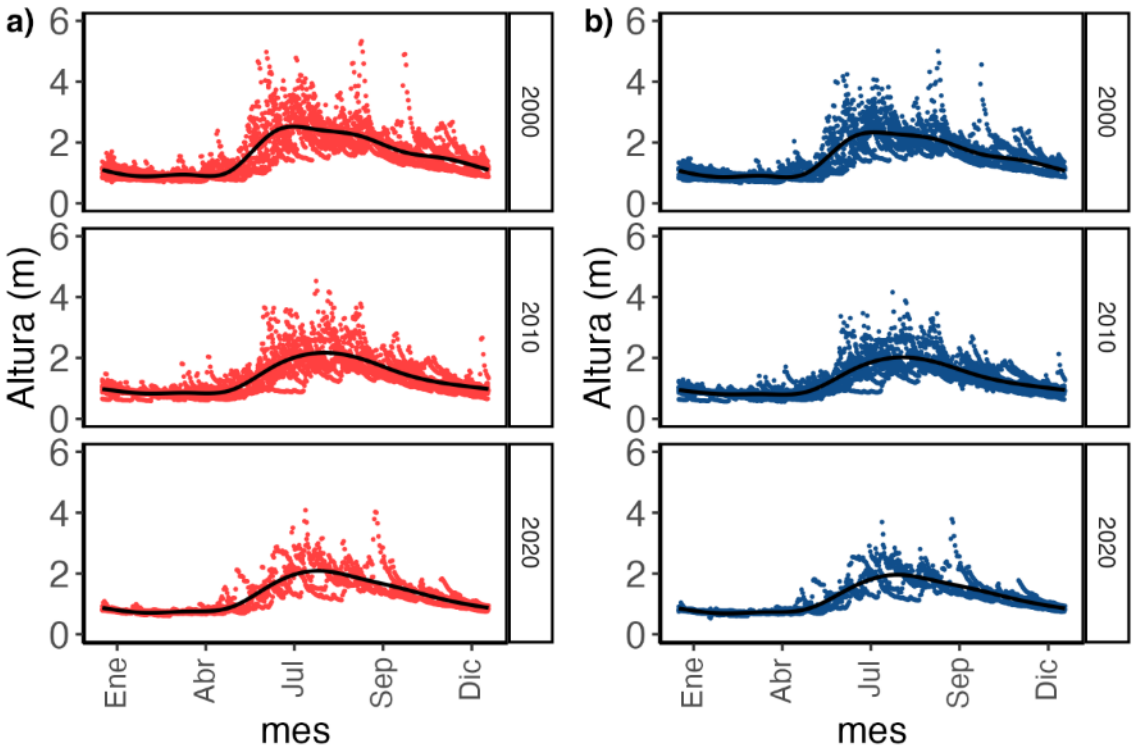


Figura 3.1.25. Análisis de variación estacional y decadal de la serie de tiempo de altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) Altura máxima diaria y b) Altura mínima diaria. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

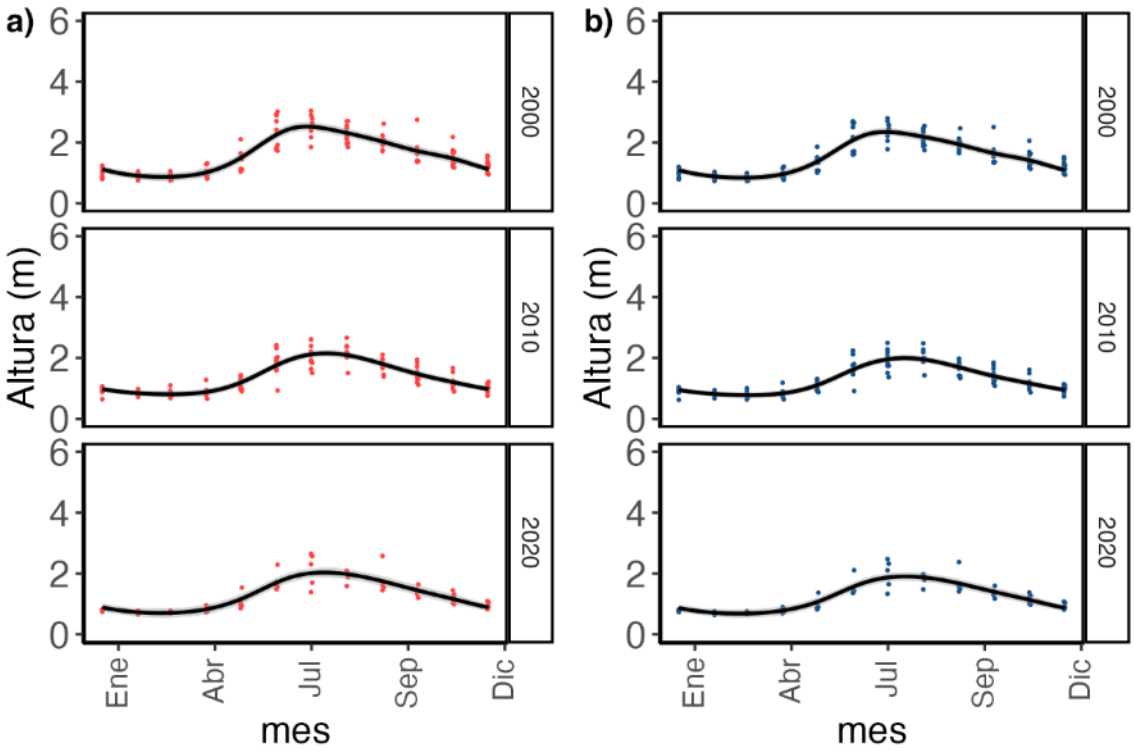


Figura 3.1.26. Análisis de variación estacional y decadal de la serie de tiempo de altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) Altura máxima promedio mensual, b) Altura mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.9. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e inter decadal en la altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2024). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05. *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001

Parámetro	Altura máxima	Altura mínima
diaria		
Intercepto (2000)	1.57±0.01***	1.49±0.01***
2010	-0.23±0.01***	-0.22±0.01***
2020	-0.30±0.01***	-0.28±0.01***
s(DOY)		
	7.943	7.937
F_{gel}	F_8 = 1930.0***	F_8 = 2182.5***
$R^2_{ajustado}$	0.641	0.67
mensual		
Intercepto (2000)	1.57±0.02***	1.49±0.02***
2010	-0.23±0.03***	-0.22±0.03***
2020	-0.30±0.04***	-0.28±0.04***
s(DOY)	6.814	6.853
F_{gel}	F_8 = 135.1***	F_8 = 140.0***
$R^2_{ajustado}$	0.793	0.799

Por otra parte, al examinar la variación estacional e inter-decadal del caudal del río Cruces en Rucaco, nuevamente se observa que la variación estacional diaria de la Altura de la columna de agua presenta un mayor grado de variabilidad o ruido alrededor de la línea de tendencia (Fig. 3.1.27), lo que se refleja también en la estimación mensual. Pese a esta variabilidad, el ajuste de regresión GAM da cuenta de una señal estacional

clara y significativa para los datos diarios y mensuales (Tabla 3.1.10). En este caso, se observan diferencias significativas tanto para el intercepto como para todas las décadas entre 1970 y 2020, con coeficientes que indican una tendencia a la disminución en el caudal.

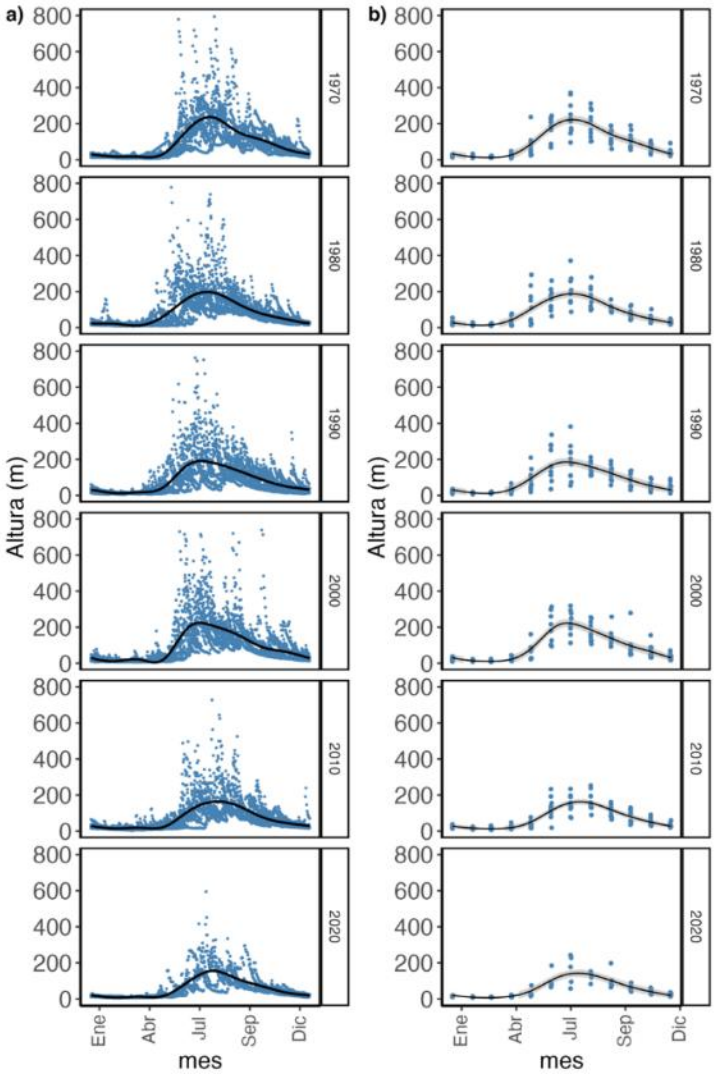


Figura 3.1.27. Análisis de variación estacional y decadal de la serie de tiempo del caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2024). La Figura muestra los resultados para a) Caudal diario, b) T Caudal promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.10. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en el caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 1970 – diciembre 2024). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 1970) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa mediante los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05, $^{\cdot}$: 0.05 ≤ p < 0.1, *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Caudal
Caudal $_{diario}$	
Intercepto (1970)	93.61±1.12***
1980	-10.97±1.58***
1990	-10.82±1.58***
2000	-2.93±1.58$^{\cdot}$
2010	-24.29±1.58***
2020	-34.86±1.93***
s(DOY)	
	7.922
F_{gel}	F_8 = 2256.7***
$R^2_{ajustado}$	0.48
Caudal$_{mensual}$	
Intercepto (1960)	93.13±4.05***
1980	-10.92±5.73$^{\cdot}$
1990	-10.69±5.73$^{\cdot}$
2000	-2.84±5.73ns
2010	-24.12±5.73***
2020	-34.67±7.01***
s(DOY)	
	6.368
F_{gel}	F_8 = 163.1***
$R^2_{ajustado}$	0.671

Resumen general de tendencias

En la Figura 3.1.28 se resumen los patrones observados de tendencias de cambio: las temperaturas del mar y del aire muestran mayor variabilidad a la vez que las variables asociadas al ciclo hidrológico presentan tendencia a la disminución en el tiempo.

a)

Localidad	Variable	Intervalo	Escala	P_{OLS}	U_{MK}	P_{Sen}	$U^*_{Pettitt}$
Corral	TSM_{maxima}	2000-2024	diaria				
Corral	TSM_{media}	1985-2024	diaria				
Corral	TSM_{minima}	2000-2024	diaria				
Corral	TSM_{maxima}	2000-2024	mensual				
Corral	TSM_{media}	1985-2024	mensual				
Corral	TSM_{minima}	2000-2024	mensual				
Isla Teja	T_{minima}	1960-2024	diaria				
Pichoy	T_{maxima}	1966-2024	diaria				
Pichoy	T_{media}	1966-2024	diaria				
Pichoy	T_{minima}	1966-2024	diaria				
Isla Teja	T_{minima}	1960-2024	mensual				
Pichoy	T_{maxima}	1966-2024	mensual				
Pichoy	T_{media}	1966-2024	mensual				
Pichoy	T_{minima}	1966-2024	mensual				

Aumento significativo	
Aumento no-significativo	
Sin cambio	
Disminución no-significativa	
Disminución significativa	

b)

Localidad	Variable	Intervalo	Escala	P_{OLS}	U_{MK}	P_{Sen}	$U^*_{Pettitt}$
Isla Teja	P	1960-2024	diaria				
Pichoy	P	1966-2024	diaria				
Rucaco	A_{maxima}	2000-2024	diaria				
Rucaco	A_{minima}	2000-2024	diaria				
Rucaco	C_{medio}	1969-2024	diaria				
Isla Teja	P	1960-2024	mensual				
Pichoy	P	1966-2024	mensual				
Rucaco	A_{maxima}	2000-2024	mensual				
Rucaco	A_{minima}	2000-2024	mensual				
Rucaco	C_{medio}	1970-2024	mensual				

Aumento significativo	
Aumento no-significativo	
Sin cambio	
Disminución no-significativa	
Disminución significativa	

Figura 3.1.28. Cuadro resumen de tendencias para las variables climáticas, oceanográficas e hidrológicas analizadas. Se indican las localidades, variable analizada, intervalo estudiado y escala. El esquema muestra: a) tendencias para la Temperatura superficial del mar (en Corral) y la Temperatura del aire (en Aeropuerto Pichoy) y b) tendencias para la precipitación acumulada (Isla Teja y Aeropuerto Pichoy), altura y caudal de del espejo de agua del río Cruces (en Rucaco).

Como se aprecia en la Figura 3.1.28, la temperatura superficial del mar máxima presentó aumentos significativos, mientras que la temperatura superficial del mar media y mínima disminuyó significativamente. Por el contrario, la temperatura del aire disminuyó significativamente en la Isla Teja, mientras que en el Aeropuerto Pichoy presentó tendencias al aumento. Por el contrario, la mayoría de los indicadores analizados muestran que tanto la precipitación, como la altura del nivel del río Cruces y el caudal tendieron a disminuir significativamente.

CONCLUSIONES

- La temperatura superficial del mar en Corral - registrada entre los años 2000 y 2024- muestra tendencia al aumento en la componente máxima diaria y una tendencia a la disminución en las componentes media y mínima, tanto a escala diaria como a la escala mensual. Sumado a ello, esta variable presenta tendencias a modificar su estacionalidad, con aumentos para TSM máxima y disminuciones para TSM mínima y TSM media (exceptuando la década del 2020 para esta última variable). Sumado a ello, se observa una menor amplitud entre los máximos de la época estival y los mínimos de la época invernal. Ello indica una tendencia al enfriamiento de la superficie del mar en Corral, con algunas diferencias en los años de la década de 2020. Pese a la reciente evolución de un fenómeno de la Niña en los años 2020 a 2024 y su reemplazo por un fenómeno del Niño a mediados del 2024, no se aprecian variaciones en las tendencias identificadas en el año 2023.
- La temperatura del aire - registrada entre los años 1960/1966 y 2024 - muestra una disminución significativa en la componente de temperatura mínima en Isla Teja y aumentos significativos en las componentes de temperatura máxima y mínima diarias en el Aeropuerto Pichoy. Sin embargo, todas estas variables presentan una tendencia a la disminución significativa en la década del 2020, indicando una tendencia reciente al enfriamiento en el sector aledaño al HRC, lo que puede estar reflejando los efectos de forzamiento climático por el evento de

la Niña 2020-2024. Cabe señalar que al analizar los datos a escala mensual no se aprecian tendencias significativas en el Aeropuerto Pichoy, con excepción de un quiebre con una disminución significativa para la Temperatura media en este sitio de estudio.

- La precipitación acumulada en Isla Teja, Valdivia, registrada entre los años 1960 y 2024, muestra un patrón de disminución, con distintos indicadores entregando tendencias cualitativas similares, pero sin una coincidencia absoluta en cuanto a la significancia estadística. Esto contrasta con el patrón de precipitación acumulada en el Aeropuerto Pichoy, que presenta solo un indicador significativo de disminución a escala diaria, mientras que no presenta descensos significativos a escala mensual. Al examinar la variabilidad estacional se observan disminuciones significativas en la precipitación acumulada diaria de Isla Teja para las décadas de 1990, 2010 y 2020, mientras que en el caso del Aeropuerto Pichoy, se observan disminuciones significativas para las décadas de 1980, 1990 y 2020. Dado que la cuenca del Rio Cruces se caracteriza por presentar un aporte netamente pluvial, estas disminuciones implican un menor aporte a la escorrentía en el HRC y el área de confluencia de los tributarios con el Rio Cruces, lo que redundará en menores caudales y nivel del espejo del agua en él HRC.
- Las variables hidrológicas analizadas muestran una disminución tanto en el caudal hídrico (registrado entre los años 1970 y 2024) como en la altura del espejo de agua (registrado entre los años 2000 y 2024), el cual muestra una disminución significativa en sus componentes máximas y mínimas. Esta tendencia se observa también para la variación estacional de ambas variables, que muestra disminuciones significativas para todas las décadas analizadas, así como una disminución en la amplitud entre los máximos de la época invernal y los mínimos de la época estival. Estos datos, obtenidos en un sector del río Cruces ubicado *circa* 15 km aguas arriba del HRC reflejan el impacto de variaciones climáticas de mayor escala geográfica, que abarcan a lo menos la zona norte del río Cruces, lo que, unido a las conclusiones de la sección anterior, hacen necesario que el análisis del

flujo y nivel del HRC considere el contexto hidrológico aguas arriba de San José de la Mariquina, al igual que las tendencias regionales en los patrones de precipitación.

- Las conclusiones anteriores, corroboran la importancia del monitoreo de variables ambientales, cuyos efectos se evidencian sobre áreas que van más allá de la cuenca donde la Planta Valdivia de Arauco vierte su efluente tratado al medio líquido. En otras palabras, el HRC presenta una variabilidad térmica importante, que refleja factores locales, mientras que la tendencia en la precipitación y régimen hídrico es a la disminución. Estudios posteriores deben incluir el análisis de información climática adicional en otros sectores de la cuenca del río Valdivia, a fin de determinar las escalas espaciales de la variación climática y sus efectos sobre el ciclo hidrológico del HRC.

REFERENCIAS

Aguirre C, Flores-Aqueveque V, Vilches P, Vásquez A, Rutllant JA & Garreaud R (2021) Recent changes in the low-level jet along the subtropical west coast of south america. Atmosphere, 12(4), 465.

Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P.A., Boisier, J.P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R. and McPhee, J. (2018). The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies–Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, *22*(11), pp.5817-5846.

Alvarez-Garreton C et al. (2021) Progressive water déficits during multi-year droughts in central-south Chile. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. https://doi. org/10.5194/hess-2020-249 (in review).

Andridge, R. R., & Little, R. J. (2010). A review of hot deck imputation for survey non-response. International statistical review, 78(1), 40-64.

Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, *43*(1), 413-421.

Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., ... & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem Sci Anth*, *6*, 74.

Cai W, McPhaden MJ, Grimm AM, Rodrigues RR, Taschetto AS, Garreaud RD, ... & Vera C (2020). Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. Nature Reviews Earth & Environment, 1(4): 215-231

Cazelles B., Chavez M., Berteaux, D., Menard F., Vik J.O., Jenouvrier S., and Stenseth N.C., 2008. Wavelet analysis of ecological time series. Oecologia 156, 287–304.

Dempster, A. P., Laird, N. M., & Rubin, D. B. (1977). Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. Journal of the royal statistical society: series B (methodological), 39(1), 1-22.

Ford, B. L. (1983). An Overview of Hot-Deck Procedures. Incomplete data in sample surveys, 2(Part IV):185–207. [p1]

Gherardi-Fuentes, C., Ruiz J. & Navedo, J.G. (2022). Insights into migratory connectivity and conservation concerns of Red Knots *Calidris canutus* in the austral Pacific coast of the Americas. Bird Conservation International, 32(2), 223-231.

Gillett NP, Kell TD, Jones PD (2006). Regional climate impacts of the Southern Annular Mode. Geophysical Research Letters, 33(23).

González-Reyes A, Muñoz AA (2013). Cambios en la precipitación de la cuidad de Valdivia (Chile) durante los últimos 150 años. Bosque (Valdivia) 34(2):191-200. DOI: 10.4067/S071792002013000200008.

González-Reyes, Á., Jacques-Coper, M., & Muñoz, A. A. (2021). Seasonal precipitation in south-central Chile: Trends in extreme events since 1900. Atmosfera, 34(4), 371-384.

Grimm AM, Barros VR, Doyle ME (2000). Climate variability in southern South America associated with El Niño and La Niña events. Journal of climate, 13(1): 35-5.

Hernandez, D., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., & Ricchetti, F. (2022). Hydrologic Sensitivities and ENSO Variability Across Hydrological Regimes in Central Chile (28°–41° S). Water Resources Research, 58(9), e2021WR031860.

Hidalgo-Corrotea, C., Alaniz, A. J., Vergara, P. M., Moreira-Arce, D., Carvajal, M. A., Pacheco-Cancino, P., & Espinosa, A. (2023). High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. Science of the Total Environment, 903, 166130.

Hipel, K.W. and McLeod, A.I. (1994). Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. New York: Elsevier Science.

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

Kendall MG (1970). Rank Correlation Methods, 2nd ed. New York: Hafner.

Latrech, B., Yacoubi, S., Hermassi, T., Slatni, A., Jarray, F., & Pouget, L. (2023). Homogeneity and Trend Analysis of Climatic Variables in Cap-Bon Region of Tunisia. Applied Sciences, 13(19), 10593.

Luebert, F. and Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.

Mann HB (1945). Nonparametric tests against trend. Econométrica 13(13): 245-259

Marquet, P. A., Abades, S., & Barría, I. (2017). Distribution and conservation of coastal wetlands: A geographic perspective. The ecology and natural history of Chilean Saltmarshes, 1-14.

MMA (2021). Cuarta Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, 537pp.

Montecinos A, Aceituno P (2003) Seasonality of the ENSO-related rainfall variability in central Chile and associated circulation anomalies. Journal of climate, 16(2): 281-296

Moritz, S., & Bartz-Beielstein, T. (2017). imputeTS: time series missing value imputation in R. *R J.*, *9*(1), 207-2018. doi: 10.32614/RJ-2017-009 (URL: https://doi.org/10.32614/RJ-2017-009).

Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E., & Izquierdo, T. (2021). The arid coastal wetlands of northern Chile: Towards an integrated management of highly threatened systems. Journal of Marine Science and Engineering, 9(9), 948.

Oyarzun, E.S. (2019). Ecosystem services affected by natural disasters at coast and sea. In La Zona Costera en Chile: Adaptacion y Planificacion Para la Resiliencia; Hidalgo, R., Martinez, C., Henriquez, C., Arenas, F., Rangel-Buitrago, N., Contreras-López, M., Eds.; Instituto de Geografía-Serie GEOlibros: Santiago, Chile, pp. 285–307.

Pettitt, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics), 28(2), 126-135.

Pohlert T (2023). trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection_. R package version 1.1.6, https://CRAN.R-project.org/package=trend.

Quintana JM, Aceituno P (2012). Changes in the rainfull regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43 S. Atmósfera (México) 25(1):1-22. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56523435001

R Core Team (2023). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Roesch A y Schmidbauer H (2018). WaveletComp: Computational Wavelet Analysis. R package version 1.1, https://CRAN.R-project.org/package=WaveletComp.

Roig FA, Le-Quesne C, Boninsegna JA, Briffa KR, Lara A, Grudd H, ... & Villagrán C (2001). Climate variability 50,000 years ago in mid-latitude Chile as reconstructed from tree rings. Nature, 410(6828): 567-570.

Rubin, D. B. (2018). Multiple imputation. In *Flexible Imputation of Missing Data, Second Edition* (pp. 29-62). Chapman and Hall/CRC.

Ruiz, S., Jimenez - Bluhm, P., Di Pillo, F., Baumberger, C., Galdames, P., Marambio, V., ... & Hamilton-West, C. (2021). Temporal dynamics and the influence of environmental variables on the prevalence of avian influenza virus in main wetlands in central Chile. Transboundary and emerging diseases, 68(3), 1601-1614.

Rusticucci M, Penalba O (2000). Interdecadal changes in precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. Climate Research 16(1):1-15.

Sen, P.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, Journal of the American Statistical Association 63, 1379–1389.

Stagg, C. L., Osland, M. J., Moon, J. A., Hall, C. T., Feher, L. C., Jones, W. R., ... & Vervaeke, W. C. (2020). Quantifying hydrologic controls on local-and landscape-scale indicators of coastal wetland loss. Annals of Botany, 125(2), 365-376.

Torrence, C, Compo, GP. (1998). A practical guide to wavelet analysis. Bulletin of the American Meteorological Society 79(1): 61-78.

Tusell, F. (2011). Kalman filtering in R. Journal of Statistical Software, 39, pp.1-27.

UACh. (2020). Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios 2015 - 2020. Informe Final Consolidado, p 817.

UNESCO. (1982). Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, Iran, 2.2.1971. Modificada según el Protocolo de París, 3.12.1982 y las Enmiendas de Regina, 28.5.1987. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO): Paris, Francia.

Vacek, P., & Ashikaga, T. (1980). An examination of the nearest neighbor rule for imputing missing values. Proc. Statist. Computing Sect., Amer. Statist. Ass, 326-331.

Vicuña S, Gironás J, Meza FJ, Cruzat ML, Jelinek M, Bustos E & Bambach N. (2013). Exploring possible connections between hydrological extreme events and climate change in central south Chile. Hydrological sciences journal, 58(8): 1598-1619.

Yáñez-Cuadra, V., Moreno, M., Ortega-Culaciati, F., Donoso, F., Báez, J. C., & Tassara, A. (2023). Mosaicking Andean morphostructure and seismic cycle crustal deformation patterns using GNSS velocities and machine learning. Frontiers in Earth Science, 11, 1096238.

Wang, S., Huang, J., He Y., Guan, Y. (2014). Combined effects of the Pacific decadal oscillation and El Nino-southern oscillation on global land dry–wet changes. Scientific reports, 4(1): 1-8.

Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36.

Wood, S.N. (2017). Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Wood, S., & Wood, M. S. (2015). Package 'mgcv'. R package version, 1(29): 729.

Wood S.N., N. Pya and B. Saefken (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models (with discussion). Journal of the American Statistical Association 111:1548-1575.

Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., Hernández, H.J., Galleguillos, M., Estades, C., Biging, G.S. and Radke, J.D., (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. Remote Sensing of Environment, 183, pp.170-185.

3.2. VARIABILIDAD MAREAL EN EL HRC Y SUS RIOS TRIBUTARIOS

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". Como parte del servicio antes mencionado, se realizaron análisis de las tendencias de largo plazo en la variabilidad de la altura del mar en la zona costera cercana al humedal y en la variabilidad mareal dentro

del mismo. El marco conceptual de tales análisis, está basado en la ocurrencia de riesgos no operacionales para la actividad industrial que ocurre en zonas adyacentes a sistemas acuáticos; es decir, cambios que ocurren en el medio ambiente acuático afectando su estructura y funcionamiento abiótico y biótico, pero que no tienen relación con operaciones industriales.

ANTECEDENTES GENERALES

Los humedales costeros y estuariales son ecosistemas ubicuos que ocupan la interfaz entre la tierra y el océano en costas protegidas de todos los continentes, con excepción de las regiones polares (Wang *et al.,* 2021; Campbell *et al.,* 2022; Pétillon *et al.,* 2023). Estos sistemas proveen múltiples servicios ecosistémicos, entre ellos: (i) secuestro y almacenamiento de carbono, (ii) protección costera frente a tormentas, tsunamis e inundaciones, (iii) provisión de hábitat para la biodiversidad, (iv) remediación de contaminantes y xenobióticos, (v) suministro de alimentos, y (vi) contribución al bienestar humano mediante servicios culturales, recreativos e identitarios (Barbier *et al.,* 2011; Rendon *et al.,* 2019; McKinley *et al.,* 2020a; Pétillon *et al.,* 2023).

A pesar de su valor ecológico, los humedales costeros y estuariales, presentan una superficie reducida y están sujetos a múltiples amenazas a escala global. Se ha documentado su fragmentación y pérdida acelerada, atribuida a impactos antrópicos como el cambio de uso del suelo (especialmente por drenaje para construcción o agricultura), así como la contaminación, el ascenso del nivel del mar y el incremento en la frecuencia e intensidad de tormentas (Campbell *et al.,* 2022; Pétillon *et al.,* 2023). A ello se suman los posibles efectos de alteraciones en el régimen hidrológico debido a variaciones climáticas locales o globales. En este contexto, la dinámica del nivel y caudal en estos ecosistemas constituye un factor clave para comprender su funcionamiento y sucesión ecológica, así como para poder evaluar posibles sinergias entre forzantes ambientales y amenazas.

La interacción entre el forzamiento mareal y el aporte fluvial de agua dulce, es fundamental para entender la hidrodinámica estuarial, con implicancias sobre la flora, fauna y el transporte de sedimentos, así como sobre la evolución morfológica de los estuarios. Consecuentemente, el estudio de estos procesos es esencial para informar estrategias de conservación y gestión.

El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), forma parte de la cuenca del estuario del río Valdivia, situada entre las regiones de La Araucanía y Los Ríos. El área se caracteriza por un clima templado lluvioso, con precipitaciones concentradas en invierno, escasos meses secos y temperaturas invernales bajas (González-Reyes *et al.,* 2013). La cuenca del río Cruces abarca 3.144 km², lo que representa un 30% de la superficie total de la cuenca del río Valdivia. Se trata de un humedal neo tectónico originado por la subsidencia co-sísmica asociada al terremoto de Valdivia en 1960 (Pino, 1995; Cisternas *et al.,* 2005), que generó una ingresión marina del orden de dos metros (UACh, 2020).

Actualmente, la subcuenca del río Cruces y sus cuencas aportantes se caracterizan por presentar una dinámica hidrológica modulada por las precipitaciones (Álvarez-Garretón *et al.,* 2018, 2021, Hernández *et al.,* 2022), así como por el aporte estuarial desde la boca del estuario. Estudios previos han identificado como límite de ingresión salina el canal mareal Cau Cau, y han caracterizado el humedal como un estuario dominado por corrientes mareales, con una amplitud de hasta 70 cm y un desfase de 4 horas respecto de la marea alta registrada en el campus Isla Teja (UACh, 2015). No obstante, dichos estudios se han centrado en un único sector y en una temporada específica, sin abarcar la variabilidad espacial ni estacional del sistema.

A la fecha, solo hay estudios puntuales en el tiempo que evalúan cómo varía la influencia mareal a lo largo del humedal y cómo esta interactúa con factores como la topografía o la morfología de los cursos de agua (UACh 2015). Por ello, resulta necesario

observar y caracterizar la variabilidad hidrológica del humedal y su modulación por forzantes meteorológicos. Bajo la hipótesis de un forzamiento mareal dominante, se espera que el porcentaje de variación explicado por la marea sea mayor en los sectores más cercanos Bahía de Corral (ubicada en la costa y aguas abajo del HRC) (*cf.* Fig. 3.2.1). Alternativamente, si el nivel del agua responde mayormente al régimen estacional de precipitaciones y caudal hídrico, su variabilidad debería ser mayor en los sectores más alejados de esa bahía.

En este capítulo se analiza la dinámica de variables hidrológicas y oceanográficas costeras, con el fin de evaluar la magnitud del forzamiento mareal e hidrológico en el río Cruces y sus efectos sobre la variabilidad ambiental del HRC. La estrategia de estudio se basa en el análisis integrado de registros históricos y datos de alta frecuencia, obtenidos recientemente en distintos sectores del humedal y durante el periodo comprendido entre 2023 y principios de 2025. El área de estudio se extiende desde la Bahía de Corral hasta la estación fluviométrica de Rucaco (Fig. 3.2.1), ubicada aguas arriba del HRC. Se sistematizan datos oceanográficos históricos del nivel del mar en la Bahía de Corral, junto con registros de nivel de agua de alta frecuencia en siete estaciones distribuidas a lo largo y ancho del HRC y sector adyacente (canal mareal Cau Cau) (Fig. 3.2.1). Esta información proviene tanto de servicios públicos (Dirección General de Aguas, Dirección Meteorológica de Chile, Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada) como de los datos recopilados por el proyecto FONDECYT Regular 1221153 " *Landscape structure and dynamics in a changing world: assessing the role of climate change and seismic drivers on the geographic structure and distribution of the cattail- tidal flat complex in coastal wetlands of Southern Chile*", ejecutado por académicos la Universidad Santo Tomas, la Universidad Austral de Chile y la Pontificia Universidad Católica de Chile. Esta estrategia de análisis integral permite describir la variación espacial y estacional en los niveles de agua del humedal, identificando la importancia relativa de los dos principales forzantes: la marea y el aporte fluvial del río Cruces.

OBJETIVOS

Los objetivos específicos del presente capitulo son los siguientes:

● Recopilar la información existente relacionada a la variación oceanográfica costera e hidrológica, del nivel de la columna de agua en área donde se inserta el HRC, considerando el periodo entre 2023 e inicios del 2025.

● Evaluar la extensión y magnitud del forzamiento de frecuencia estacional a lo largo y ancho del HRC.

● Analizar la relación entre la amplitud en variación del nivel del agua y la distancia hidrográfica a la Bahía de Corral, contrastando el patrón observado para el forzamiento estacional y mareal a lo largo del humedal del río Cruces y sus principales ríos tributarios.

MATERIAL Y METODOS

Fuentes y tratamiento de las series de tiempo analizadas

En este Capítulo se analizan datos de alta frecuencia, definidos como aquellos con un intervalo de muestreo entre 1 y 30 minutos. Estos corresponden a registros del nivel del mar u océano costero (en metros), presión atmosférica (kPa), temperatura (°C) y nivel de la columna de agua del HRC (en metros). Adicionalmente, se consideraron registros de la presión atmosférica a lo largo del HRC. Para ello, se seleccionaron estaciones representativas del entorno del HRC que contaran con información disponible y relevante para los análisis. De norte a sur, las estaciones utilizadas fueron: la estación fluviométrica de Rucaco (DGA), el Aeropuerto Pichoy (DMC) y la estación de monitoreo del nivel del mar del Puerto de Corral (SHOA). La información del nivel del mar se obtuvo desde el portal "*Sea Level Station Monitoring Facility*" de la UNESCO/IOC, administrado por el Instituto Marino de Flandes (VLIZ, 2025), permitiendo contar con información actualizada hasta febrero 2025. Cabe señalar que la información entregada por el Centro Nacional de Datos Hidrográficos y Oceanográficos de la Armada de Chile (CENDHOC), usualmente cuenta con un proceso de revisión y procesamiento bastante extenso, resultando en

demoras de más de seis meses en la obtención de las series de tiempo. Por ello se privilegió, el uso de la información entregada por el portal de la UNESCO/IOC, el que entrega dos estimaciones del nivel del mar: una basada en sensores de presión y otra en sensores de radar.

Las mediciones obtenidas mediante sensores de presión presentan, en general, mayor precisión para estimar la variabilidad y valores medios, aunque pueden estar afectadas por variaciones en la presión atmosférica, lo que introduce artefactos en los análisis de series temporales. Por su parte, los sensores de radar no se ven influenciados por la presión atmosférica, lo que los hace más adecuados para estudios de variabilidad estacional o intra anual; sin embargo, tienden a sobreestimar sistemáticamente el valor medio del nivel del mar. Por esta razón, en el presente estudio se utilizaron registros obtenidos mediante sensores de radar, ajustados al valor medio observado por los sensores de presión, con el fin de minimizar sesgos y artefactos en la señal analizada.

Complementariamente, se incorporaron registros obtenidos por estaciones meteorológicas y sensores de nivel de agua desplegados por el proyecto FONDECYT Regular 1221153, en las siguientes estaciones: San Luis, Santa María, Pichoy, Cayumapu, San Ramón, canal Punucapa y canal mareal Cau Cau (Fig. 3.2.1). Para medir la variación en el nivel de la columna de agua se utilizaron registradores de nivel HOBO U20-001-04, calibrados para registrar variaciones de entre 0 y 4 metros. Estos sensores estiman el nivel o la profundidad del agua a partir de registros de presión y temperatura. Debido al sesgo asociado a la variabilidad atmosférica local y regional, se realizaron correcciones mediante datos de presión barométrica obtenidos desde cuatro estaciones meteorológicas WeatherLink Davis (ubicadas en los sectores de Santa María, Pichoy, Cayumapu y Mafil). La Figura 3.2.1 muestra la ubicación geográfica de las estaciones desde las cuales se han obtenido datos. De igual manera, la Tabla 3.2.1 resume la disponibilidad de datos para las distintas dimensiones de la variabilidad ambiental en el HRC (oceanográfica, meteorológica e hidrológica). Las estaciones cubren el área

circundante al humedal, con mayor disponibilidad de datos para variables meteorológicas, seguida por un menor número de observaciones para las variables hidrológicas y con solo una fuente de información para la oceanográfica para estudio del nivel de la superficie del mar.

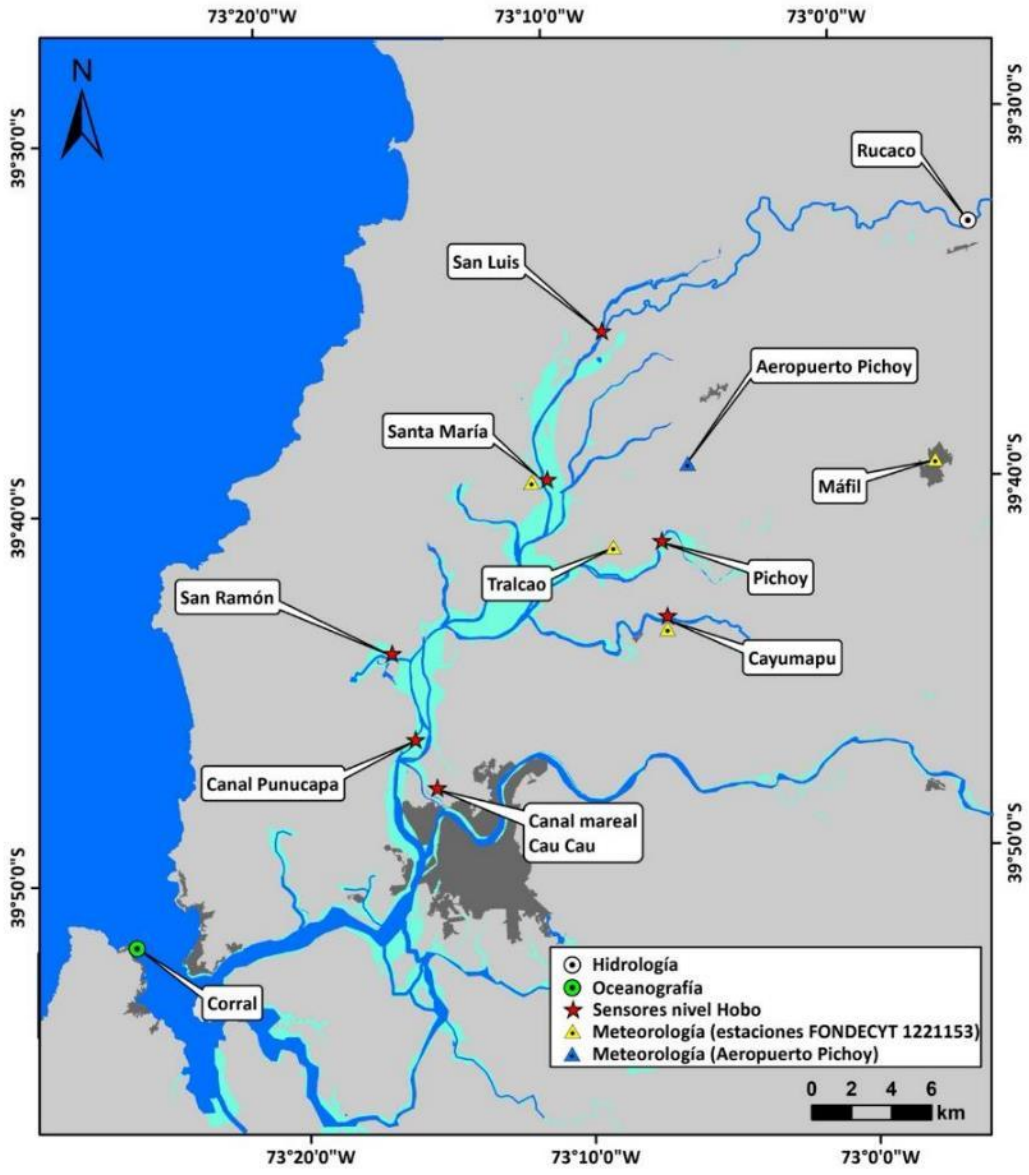


Figura 3.2.1. Localización de las estaciones ubicadas en el área de estudio y desde las cuales se recolectaron datos de variables oceanográficas, meteorológicas e hidrológicas.

Tabla 3.2.1. Fuentes de datos consultados para realizar los análisis de datos oceanográficos, meteorológicos e hidrográficos. Siglas: SHOA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile; Proyecto Regular FONDECYT 1221153 (Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico, ANID); DMC: Dirección Meteorológica de Chile y DGA: Dirección General de Aguas. *Para el cálculo del nivel de la columna de agua, se empleó la corrección barométrica recomendada por el fabricante de los sensores HOBO(RM), empleando los registros de presión atmosférica disponibles en el área de estudio.

Disciplina	Parámetro	Frecuencia	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Oceanografía	Nivel del mar	1 minuto	SHOA/VLIZ/IOC	Corral	01/01/2023	25/03/2025
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	San Luis	11/10/2023	06/02/2025
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Santa María	20/04/2023	06/02/2025
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Pichoy	21/04/2023	06/02/2025
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Cayumapu	21/04/2023	23/11/2024
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Canal Punucapa	20/04/2023	06/02/2025
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	San Ramón	20/04/2023	06/02/2025
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Canal mareal Cau Cau	20/04/2023	20/01/2025
Hidrología	Caudal río Cruces	diaria	DGA	Rucaco	01/01/2023	28/02/2025
Hidrología	Altura columna de agua	diaria	DGA	Rucaco	01/01/2023	28/02/2025
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Santa María	14/08/2023	28/02/2025
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Tralcao	03/05/2023	28/02/2025
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Cayumapu	03/05/2023	28/02/2025
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Máfil	03/05/2023	28/02/2025
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	DMC	Aeropuerto Pichoy	01/01/2023	28/02/2025

Sistematización y análisis de la información

Como se indicó previamente, se extrajo la información disponible de las estaciones de Corral y Rucaco para el periodo comprendido entre abril de 2023 y febrero de 2025. Estos registros fueron inspeccionados para detectar y eliminar valores extremos o atípicos (outliers). De manera complementaria, se recopilaron los registros instrumentales

obtenidos desde sensores HOBO instalados en San Luis, Santa María, Pichoy, Cayumapu, San Ramón, canal Punucapa y canal mareal Cau Cau (Tabla 3.2.1).

Los registros de presión asociados a la columna de agua en cada localidad fueron procesados mediante el software HOBOWare-Pro (versión 3.7.28), generando una serie de tiempo unificada para cada localidad o sitio. Posteriormente, estas series fueron convertidas a niveles de agua (en metros) mediante el módulo de compensación barométrica del software, utilizando como referencia los registros de presión atmosférica de la estación meteorológica más cercana a cada sensor. Una vez corregidas, las series fueron exportadas en formato de texto y analizadas en el entorno de programación R (R Core Team, 2023), donde se aplicó un segundo control de calidad para filtrar nuevamente observaciones extremas o inconsistentes.

Con el objetivo de cuantificar las principales fuentes de variación en el nivel del agua a lo largo y ancho del HRC, se estimaron los efectos de dos forzantes clave: (i) la variación estacional en el nivel del agua en el humedal, producto de cambios en el aporte fluvial del río Cruces y (ii) la variación mareal en el nivel del agua en el humedal. A continuación, se describen en detalle los procedimientos empleados para estas estimaciones.

Análisis y visualización

Para cada una de las series de tiempo analizadas, se realizaron los siguientes procedimientos estadísticos junto con sus respectivas visualizaciones: (i) evaluación de la variación estacional, (ii) evaluación de la variación mareal, y (iii) análisis del efecto de la ubicación geográfica sobre el forzamiento estacional y mareal. A continuación, se detallan las metodologías aplicadas para cada procedimiento.

Evaluación de la variación estacional en el nivel de la columna de agua

Una vez completado el procesamiento y sistematización preliminar de las series de tiempo, se procedió a analizar el patrón estacional de variabilidad del nivel de la columna de agua en las nueve localidades estudiadas. Para ello, se emplearon modelos aditivos generalizados (Generalized Additive Models, GAM), en los que el nivel de la columna de agua fue modelado como una función suavizada del día del año (day of year, DOY). Para ello, se utilizaron funciones no lineales del tipo splines cúbicas cíclicas, las cuales corresponden a funciones polinomiales compuestas que permiten modelar curvas de forma flexible. La propiedad de "cíclica" implica continuidad en los extremos del dominio (día 1 y día 365), lo que resulta adecuado para representar fenómenos de naturaleza periódica como la variación estacional (Wood, 2011, 2017; Wood y Wood, 2015; Wood *et al.,* 2016).

Tal como se ejemplifica en el Capítulo de variación climática, esta aproximación permite capturar el efecto de la precipitación y escorrentía fluvial como forzantes sobre la dinámica estacional del nivel de agua en el HRC. Para cada localidad, se evaluó la significancia estadística del ajuste GAM y se estimó el rango de variación estacional como la diferencia entre los valores máximo y mínimos predichos por el modelo durante el periodo otoño 2023 - invierno 2024. Este rango representa una medida cuantitativa de la magnitud del forzamiento estacional sobre el nivel de la columna de agua, permitiendo evaluar su variación en distintas localidades.

Efecto de la variación mareal en el nivel de la columna de agua

Además del análisis estacional, se evaluó la influencia del forzamiento mareal sobre la variabilidad del nivel de la columna de agua para cada una de las series de tiempo estudiadas. Para ello, se ajustó un modelo armónico de mareas mediante la función ftide de la librería TideHarmonics en el entorno de programación R (Stephenson, 2016; R Core Team, 2023). Este análisis permitió determinar la presencia y magnitud del forzamiento mareal en los distintos sectores del área de estudio. Dada la duración

limitada de los registros, se estimaron las amplitudes y fases de las cuatro principales componentes armónicas:

- M2: marea principal lunar semidiurna (~12,42 h),
- S2: marea principal solar semidiurna (~12,00 h),
- K1: marea luni-solar diurna (~23,93 h),
- O1: marea luni-solar diurna (~13,94 h).

Estas componentes representan las oscilaciones dominantes en los regímenes mareales diurnos y semidiurnos, y su combinación determina el patrón de oscilación observado en cada localidad. El componente M2, que es producto de la atracción gravitacional de la Luna sobre los océanos, suele ser el más significativo en zonas con régimen semidiurno, generando dos pleamares y dos bajamares cada día lunar. Por su parte, S2, influenciado por la atracción solar, tiene un período similar y refuerza o modula la señal de M2. A su vez, las componentes K1 y O1 están asociadas a efectos luni-solares diurnos, y adquieren mayor relevancia en regiones con características diurnas marcadas.

El modelo armónico ajustado entrega, para cada componente, los coeficientes asociados a las funciones seno y coseno, así como las estimaciones de amplitud y fase, permitiendo evaluar la contribución relativa de cada una a la señal compuesta de marea. En el contexto astronómico, estos componentes se expresan con mayor fuerza durante las fases de sicigia (luna nueva y luna llena), cuando las atracciones gravitacionales de la Luna y el Sol se alinean y refuerzan mutuamente, generando mareas más intensas conocidas como mareas de sicigias. Estas producen pleamares más altas y bajamares más bajas. En contraste, durante las fases de cuadratura (cuarto creciente y cuarto menguante), las fuerzas gravitacionales se contrarrestan parcialmente, resultando en mareas de cuadratura de menor rango, es decir, pleamares menos elevadas y bajamares menos profundas (IHO, 2011).

Finalmente, los modelos armónicos permitieron estimar una serie de atributos mareales derivados, que caracterizan la oscilación del nivel del agua:

- **MLLW** (*Mean Lower Low Water*): nivel medio de bajamar inferior.
- **MHLW** (*Mean Higher Low Water*): nivel medio de bajamar superior.
- **MLHW** (*Mean Lower High Water*): nivel medio de pleamar inferior.
- **MHHW** (*Mean Higher High Water*): nivel medio de pleamar superior.
- **MSL** (*Mean Sea Level*): nivel medio del mar, utilizado como referencia.

Estos valores resumen la variabilidad vertical del nivel del agua asociada al ciclo mareal, y permiten comparar de forma estandarizada la intensidad del forzamiento mareal a lo largo del humedal y sus tributarios. Tales características permiten a su vez, calcular dos métricas que describen el grado de variación del nivel de la columna de agua producto del efecto de la marea. Estas corresponden al rango de marea de Sicigia o "Greater Diurnal Tidal Range" (GDTR) y al rango de marea de cuadratura o "Lesser Diurnal Tidal Range" (LDTR), las que se estiman mediante las siguientes expresiones: i) GDTR=MHHW−MLLW y ii) LDTR = MLHW − MHLW, donde ambos se midieron en metros.

La significancia estadística del modelo armónico de marea se evaluó utilizando la inferencia convencional para un modelo lineal, examinando la prueba de análisis de varianza, que se complementa con la estimación del porcentaje de variación explicada por el modelo.

Efecto de la ubicación geográfica sobre el forzamiento estacional y mareal

Para analizar el efecto de la ubicación geográfica sobre el forzamiento estacional y mareal del nivel de la columna de agua, se estimó la distancia fluvial entre cada estación de monitoreo y la estación de referencia ubicada en la Bahía de Corral. Esta distancia corresponde al trayecto hidrológico a lo largo del cauce de los ríos, determinado a partir del trazado de curvas ajustadas al recorrido natural de los cursos de agua entre estaciones sucesivas. Para los efectos de este estudio el forzamiento estacional se define como la

variación de baja frecuencia, estimada mediante un ajuste de un modelo aditivo general (GAM). Al ser esta una función con menor frecuencia y sin grados de libertad para considerar la presencia de armónicos de marea, esta variación estima si hay diferencias entre fechas del año. Por ende, entrega una estimación de la variabilidad promedio entre estaciones.

El trazado se construyó utilizando capas vectoriales disponibles de la red fluvial de la Región de Los Ríos, las cuales fueron proyectadas al sistema de coordenadas WGS84 UTM 18S. La Figura 3.2.2 ilustra la red hidrográfica empleada para este propósito.

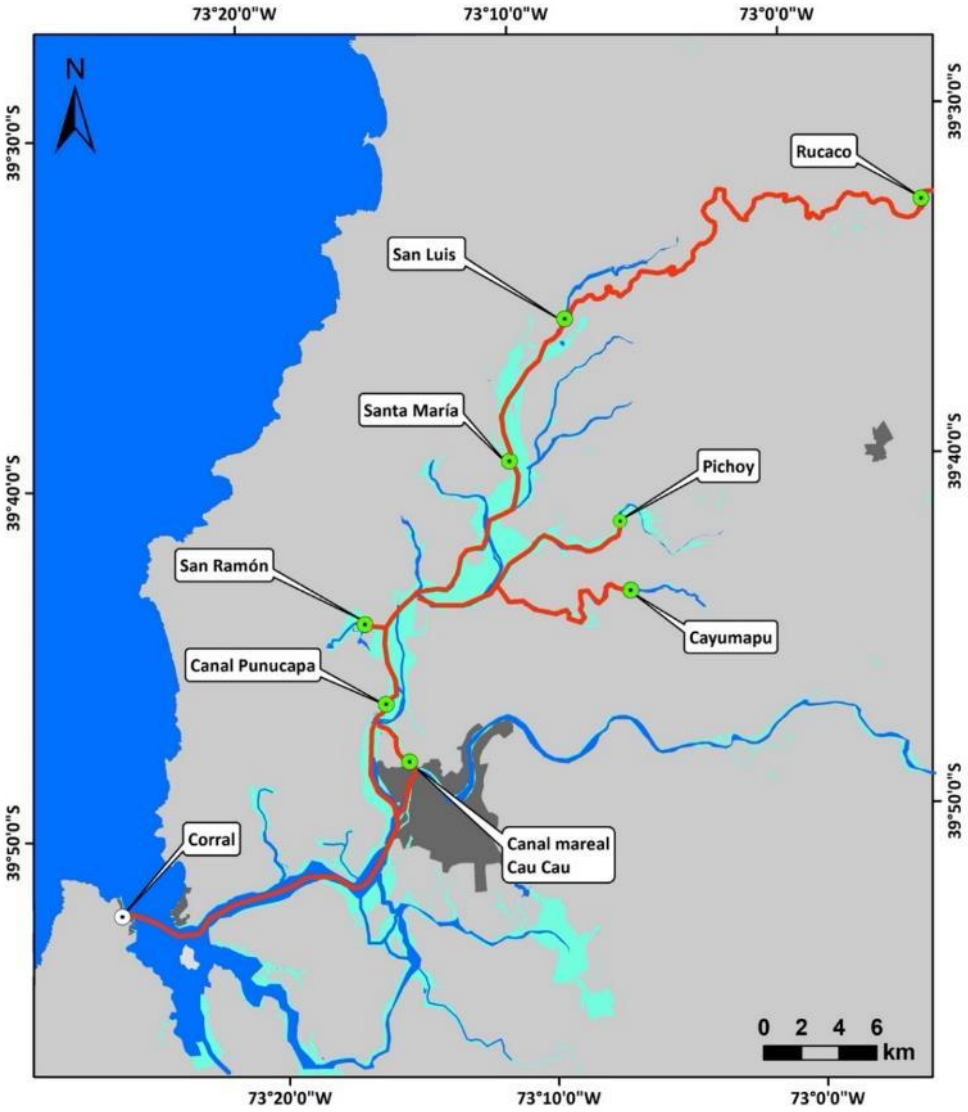


Figura 3.2.2. Red fluvial utilizada para estimar las distancias fluviales entre las estaciones desde las cuales se recolectaron datos de variación del nivel de la columna de agua (círculos verdes para estaciones hidrológicas y circulo blanco para la estación de la Bahía de Corral). Se ilustra en color rojo la red fluvial ajustada con datum WGS84 UTM 18S. Se hace presente que, si bien la figura representa la proyección en coordenadas geográficas, la red fluvial se delineó con datum WGS84 UTM 18S.

Una vez estimadas las distancias parciales entre estaciones sucesivas, se calculó la distancia acumulada entre cada estación y la estación de la Bahía de Corral. Esta distancia se utilizó como variable independiente para ajustar modelos de regresión, lineales o exponenciales, según correspondiera. Estos modelos permitieron evaluar la relación entre la distancia fluvial y tres variables de respuesta: (i) el rango de variación estacional en el nivel de la superficie del agua explicada por un modelo aditivo general y los rangos de marea (ii) de sicigia y (iii) de cuadratura (GDTR y LDTR, respectivamente) para el conjunto completo de datos para las tres variables. De igual forma se estimó también la relación entre la distancia fluvial y los rangos de marea de sicigia y cuadratura para cada estación del año.

Los modelos lineales fueron ajustados mediante regresión por mínimos cuadrados utilizando la función lm() de la librería stats en R (R Core Team, 2023). Para los ajustes exponenciales, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución gaussiana y enlace logarítmico, implementados mediante la función glm() de la misma librería. Este procedimiento se replicó para el subconjunto de datos por estación, empleando los valores estacionales ajustados de GDTR y LDTR para cada punto de monitoreo.

RESULTADOS

Evaluación de la variación estacional en el nivel de la columna de agua

El procesamiento y sistematización de los datos, permitió ajustar modelos aditivos generalizados (GAM) para todas las estaciones de monitoreo incluidas en el estudio. La Figura 3.2.3 presenta una visualización del ajuste de los modelos GAM a través de las distintas estaciones. El nivel de la columna de agua exhibe una variación estacional marcada en la estación de Rucaco y con menor expresión en Cayumapu. En contraste, las estaciones restantes presentan oscilaciones estacionales de menor amplitud o menos evidentes en el ciclo anual.

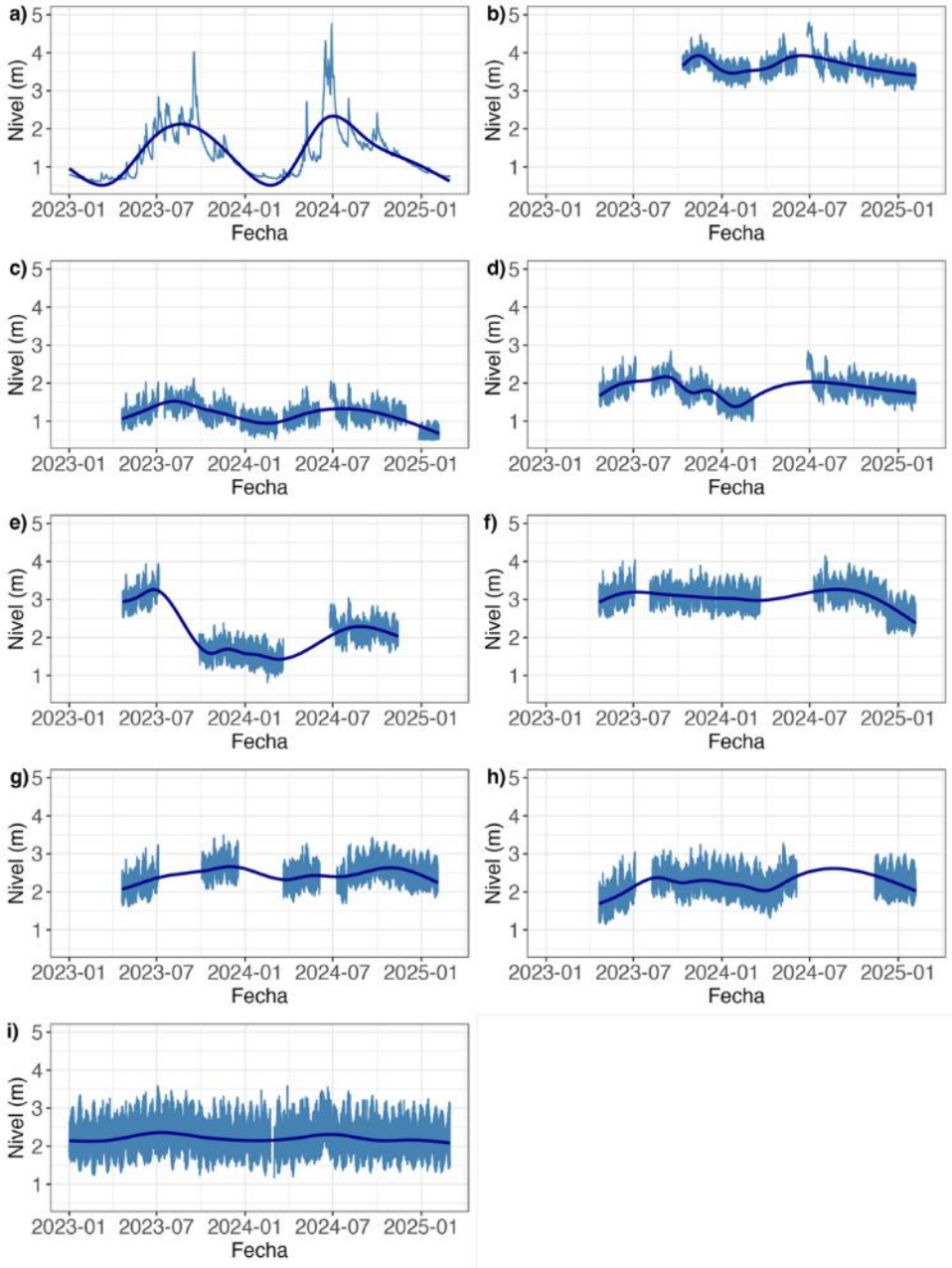


Figura 3.2.3. Variación espacial y temporal en el nivel de la columna de agua a través de las estaciones estudiadas en el HRC. Se muestran en color azul claro, los valores observados del nivel de la columna de agua en: a) Rucaco, b) San Luis, c) Santa María, d) Pichoy, e) Cayumapu, f) San Ramón, g) canal Punucapa, h) canal mareal Cau Cau e i) Bahía de Corral. Las líneas en color azul oscuro, muestran los ajustes de la variación estacional mediante modelos GAM.

La significancia estadística de estos patrones, fue evaluada mediante el ajuste de modelos GAM, cuyos resultados se resumen en la Tabla 3.2.2. Esta incluye los parámetros del modelo, el rango de variación estacional estimado y el porcentaje de varianza explicada (R^2), lo que permite comparar la magnitud del forzamiento estacional entre localidades. Cabe destacar que, en todos los casos, el nivel de la columna de agua presenta una señal estacional estadísticamente significativa. Esto se evidencia, tanto en la significancia del término suavizado no lineal (s(DOY)) como en los coeficientes asociados a las estaciones del año.

Si bien todas las localidades presentaron una no-linealidad significativa en la variación estacional del nivel del espejo de agua, el porcentaje de variación explicada por los modelos ajustados no es homogéneo entre las distintas localidades (Tabla 3.2.2). Ello refleja diferencias en la magnitud del cambio estacional medio, así como en el grado de variabilidad de alta frecuencia del nivel del espejo de agua alrededor de dicho valor promedio. Esta heterogeneidad en la varianza explicada, justifica la necesidad de complementar el análisis estacional con modelos que capturen la variabilidad de alta frecuencia asociada al forzamiento mareal, permitiendo así una comprensión más integral de los factores que determinan la dinámica del nivel de agua en el HRC.

Tabla 3.2.2. Resultados del ajuste de modelos GAM para estimar la variación estacional del nivel de la columna de agua, a través de los nueve sitios estudiados. Se muestran los coeficientes para el modelo de referencia o intercepto (que representa el efecto de la temporada de otoño) y los coeficientes para los efectos de las estaciones restantes (Primavera, Verano e Invierno). El termino s(DOY) refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año. Se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle) y R^2 del modelo GAM ajustado. Para cada localidad se reporta entre paréntesis, el rango estacional estimado para el nivel de la columna de agua. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05, * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Intercepto	Primavera	Verano	Invierno	s(DOY)	F(gle=8)	R^2
Rucaco (rango estacional: 1.64 m)						
1.08±0.0106***	0.538±0.0189***	0.262±0.0157^{ns}	0.258±0.0163***	7.999	1350***	0.698
San Luis (rango estacional: 2.50 m)						
3.63±0.018***	-0.52±0.0331***	-0.579±0.0315^{ns}	-0.923±0.0193***	7.999	3842***	0.426
Santa María (rango estacional: 0.607 m)						
1.01±0.0039***	0.475±0.0068***	0.034±0.0063^{ns}	0.141±0.0056***	7.995	1833***	0.429
Río Pichoy (rango estacional: 0.705 m)						
1.74±0.0049***	0.19±0.0069***	0.071±0.0063^{ns}	0.029±0.0057***	7.998	3689***	0.521
Río Cayumapu (rango estacional: 1.88 m)						
1.9±0.0063***	0.317±0.0111***	0.138±0.0083^{ns}	0.158±0.0084***	7.998	19198***	0.833
Río San Ramón (rango estacional: 0.361 m)						
2.98±0.0056***	0.182±0.0085***	0.042±0.0071^{ns}	0.044±0.0072***	7.994	354***	0.147
Canal Punucapa (rango estacional: 0.753 m)						
2.59±0.0078***	-0.287±0.0159***	-0.483±0.0179^{ns}	-0.044±0.0073***	7.997	567***	0.219
Canal mareal Cau Cau (rango estacional: 0.506 m)						
2.21±0.0044***	-0.004±0.0082***	-0.099±0.0076^{ns}	-0.117±0.0074***	7.997	828***	0.14
Bahía de Corral (rango estacional: 0.2 m)						
5.02±0.002***	0.11±0.0035***	-0.017±0.0029^{ns}	0.063±0.0031***	7.993	1480***	0.033

Si bien todas las localidades presentaron una no-linealidad significativa en la variación estacional, el porcentaje de variación explicada por los modelos ajustados no es homogéneo entre las distintas localidades (Tabla 3.2.2). Ello refleja diferencias en la magnitud del cambio estacional medio, así como en el grado de variabilidad de alta frecuencia alrededor de dicho valor medio. Esta heterogeneidad en la varianza explicada justifica la necesidad de complementar el análisis estacional con modelos que capturen la variabilidad de alta frecuencia asociada al forzamiento mareal, permitiendo así una

comprensión más integral de los factores que determinan la dinámica del nivel de agua en el HRC.

Evaluación de la variación mareal en el nivel de la columna de agua

El análisis de los datos, muestra un efecto significativo del forzamiento armónico de marea, sobre el nivel de la columna de agua en todas las estaciones, con excepción de Rucaco. En otras palabras y en concordancia con la hipótesis de un forzamiento mareal dominante hacia la Bahía de Corral, el porcentaje de variación explicada por los modelos armónicos de marea aumenta progresivamente en localidades más cercanas a la Bahía de Corral, y disminuye hacia sectores más interiores, como Rucaco. En contraste, el ajuste de los modelos para la variabilidad estacional o de baja frecuencia en el nivel del espejo de agua, ajustados mediante modelos GAM presenta el patrón opuesto: la proporción de varianza explicada es mayor en las estaciones más alejadas de la costa y disminuye hacia la Bahía de Corral. Estos resultados se resumen en la Tabla 3.2.3 y Fig. 3.2.4, donde se detallan los parámetros del modelo, la significancia estadística de los componentes armónicos y el porcentaje de variación explicada por cada ajuste.

Tabla 3.2.3. Resultados del ajuste del modelo armónico de marea utilizado para caracterizar el decaimiento espacial en la amplitud de variación del nivel la columna de agua para el periodo abril de 2023 - febrero de 2024. Se muestra para los distintos sitios el valor estimado de GDTR y LDTR, así como el valor del estadístico F de Fisher, con su significancia estadística y grados de libertad, así como el R^2 del modelo ajustado. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

		Rango de marea					
Sitio	**Año**	**GDTR**	**LDTR**	**F**	**g.l.1**	**g.l.2**	**R^2**
Rucaco	2023-2025	8.00E-04	2.00E-04	0.003^{ns}	8	37272	6.15E-07
San Luis	2023-2025	0.3244	0.192	207^{***}	8	99344	0.0164
Santa María	2023-2025	0.3382	0.208	2929^{***}	8	121842	0.161
Pichoy	2023-2025	0.3577	0.2201	2950^{***}	8	95821	0.198
Cayumapu	2023-2025	0.5193	0.3184	712^{***}	8	80579	0.0661
San Ramon	2023-2025	0.6393	0.3419	14595^{***}	8	101607	0.535
Punucapa	2023-2025	0.7177	0.3534	8568^{***}	8	80772	0.459
Cau Cau	2023-2025	0.8473	0.4146	19296^{***}	8	109875	0.584
Corral	2023-2025	1.1875	0.5271	577702^{***}	8	1094890	0.808

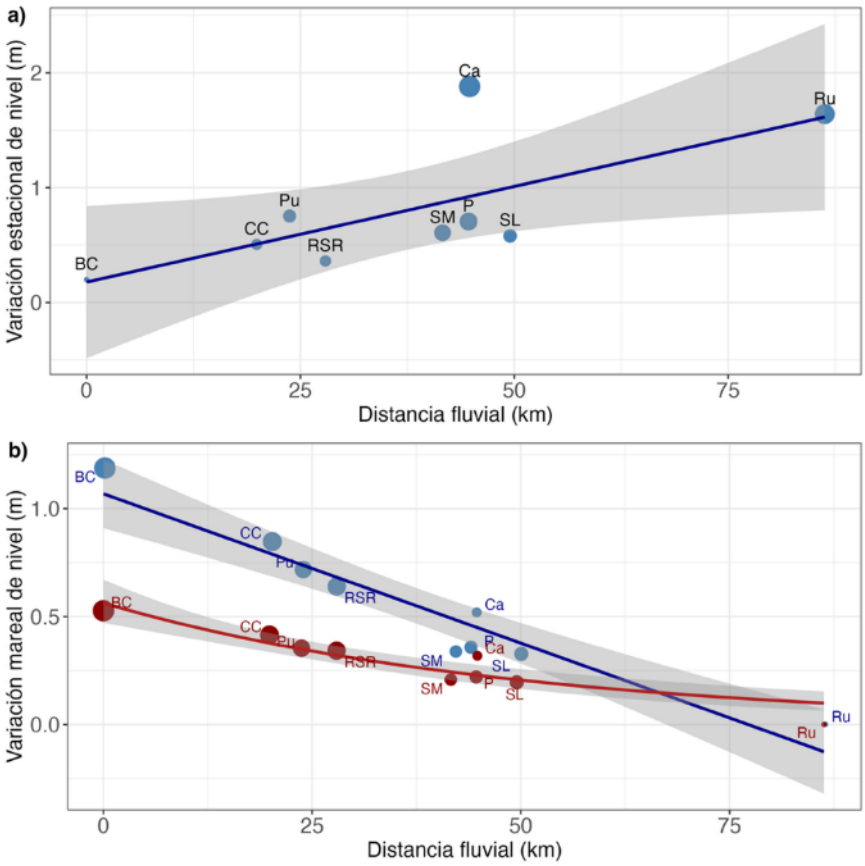


Figura 3.2.4. Variación espacial en a) forzamiento estacional del nivel de la columna de agua y b) forzamiento mareal del nivel de la columna de agua a través de las estaciones estudiadas. En la Figura a), se muestran en color azul claro, los valores observados para el rango estacional en el nivel de la columna de agua en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. En la Figura b), se muestra en color azul claro y rojo oscuro respectivamente, la variación espacial en el rango observado para las mareas de sicigia (GDTR) y cuadratura (LDTR), en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. Las líneas de color azul oscuro, muestran los ajustes de una regresión linear, mientras que la línea roja muestra el ajuste de una función exponencial. El tamaño de los símbolos de la Figura a) representa los porcentajes de varianza explicados por los modelos GAM estacionales, mientras que el tamaño de los símbolos en la Figura b) muestra representa los porcentajes de varianza explicados por el ajuste del modelo armónico de marea. Para mayor claridad, se han rotulado los puntos correspondientes a las distintas estaciones en el siguiente orden de izquierda a derecha: Bahía de Corral (BC), canal mareal Cau Cau (CC), canal Punucapa (Pu), San Ramón (RSR), Cayumapu (Ca), Pichoy (P), Santa María (SM), San Luis (SL) y Rucaco (Ru).

Al repetir el análisis del forzamiento mareal sobre el nivel de la columna de agua desagregado por estación del año, se observan patrones consistentes con el análisis global, aunque con variaciones inter-estacionales (Tabla 3.2.4 y Fig. 3.2.5).

Tabla 3.2.4. Resultados del ajuste del modelo armónico de marea en la amplitud de variación del nivel la columna de agua para las distintas estaciones en el periodo abril de 2023 - junio de 2024. Se muestra para las distintas estaciones, el valor estimado de GDTR y LDTR, así como el valor del estadístico F de Fisher, con su significancia estadística y grados de libertad, así como el R^2 del modelo ajustado. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Sitio	Años	Estacio	GDTR	LDTR	F	g.l.1	g.l.2	R^2
Rucaco	2023-2025	Verano	0.0023	8.00E-04	0.053	8	11074	3.81E-05
Rucaco	2023-2025	Otoño	0.0032	0.0016	0.018	8	8810	1.60E-05
Rucaco	2023-2025	Invierno	0.0021	0.0011	0.049	8	8862	4.44E-05
Rucaco	2023-2025	Primavera	0.007	0.0017	0.049	8	8502	4.65E-05
San Luis	2023-2025	Verano	0.3546	0.236	4959.258	8	30587	0.565
San Luis	2023-2025	Otoño	0.3598	0.1907	44.406	8	30412	0.0115
San Luis	2023-2025	Invierno	0.2424	0.1514	18.129	8	16335	0.0088
San Luis	2023-2025	Invierno	0.2424	0.1514	18.129	8	16335	0.0088
Cayumapu	2023-2025	Verano	0.5586	0.3553	6715.369	8	24252	0.689
Cayumapu	2023-2025	Otoño	0.5462	0.3019	106.751	8	16330	0.0497
Cayumapu	2023-2025	Invierno	0.4265	0.3116	218.484	8	15785	0.0997
Cayumapu	2023-2025	Primavera	0.5482	0.2811	1218.045	8	24188	0.287
Pichoy	2023-2025	Verano	0.4207	0.274	3693.3	8	28342	0.51
Pichoy	2023-2025	Otoño	0.3876	0.2182	657.711	8	12154	0.302
Pichoy	2023-2025	Invierno	0.2914	0.191	1115.374	8	21912	0.289
Pichoy	2023-2025	Primavera	0.3483	0.1872	1273.217	8	33389	0.234
Santa María	2023-2025	Verano	0.3444	0.224	610.769	8	28054	0.148
Santa María	2023-2025	Otoño	0.3632	0.2065	2772.475	8	32168	0.408
Santa María	2023-2025	Invierno	0.2982	0.2083	1601.202	8	28201	0.312
Santa María	2023-2025	Primavera	0.352	0.1899	1620.764	8	33395	0.28
San Ramon	2023-2025	Verano	0.6881	0.3988	5602.579	8	30009	0.599
San Ramon	2023-2025	Otoño	0.7003	0.3407	5147.878	8	16672	0.712
San Ramon	2023-2025	Invierno	0.5522	0.3339	3849.521	8	21516	0.589
San Ramon	2023-2025	Primavera	0.6333	0.2937	6789.998	8	33386	0.619
Punucapa	2023-2025	Verano	0.7074	0.4006	658.381	8	10905	0.326
Punucapa	2023-2025	Otoño	0.7516	0.3406	6234.873	8	30400	0.621
Punucapa	2023-2025	Invierno	0.6308	0.3972	2742.075	8	15106	0.592
Punucapa	2023-2025	Primavera	0.7355	0.3193	7361.434	8	24337	0.708
Cau Cau	2023-2025	Verano	0.8953	0.4867	27310.905	8	30689	0.877
Cau Cau	2023-2025	Otoño	0.9136	0.3968	5348.885	8	36052	0.543
Cau Cau	2023-2025	Invierno	0.7061	0.3902	2388.323	8	16518	0.536
Cau Cau	2023-2025	Primavera	0.806	0.3562	7475.883	8	26592	0.692
Corral	2023-2025	Verano	1.1741	0.5545	425319.194	8	309063	0.917
Corral	2023-2025	Otoño	1.2609	0.4554	191101.237	8	274747	0.848
Corral	2023-2025	Invierno	1.1128	0.59	84751.559	8	236685	0.741
Corral	2023-2025	Primavera	1.2329	0.4742	140520.16	8	240746	0.824

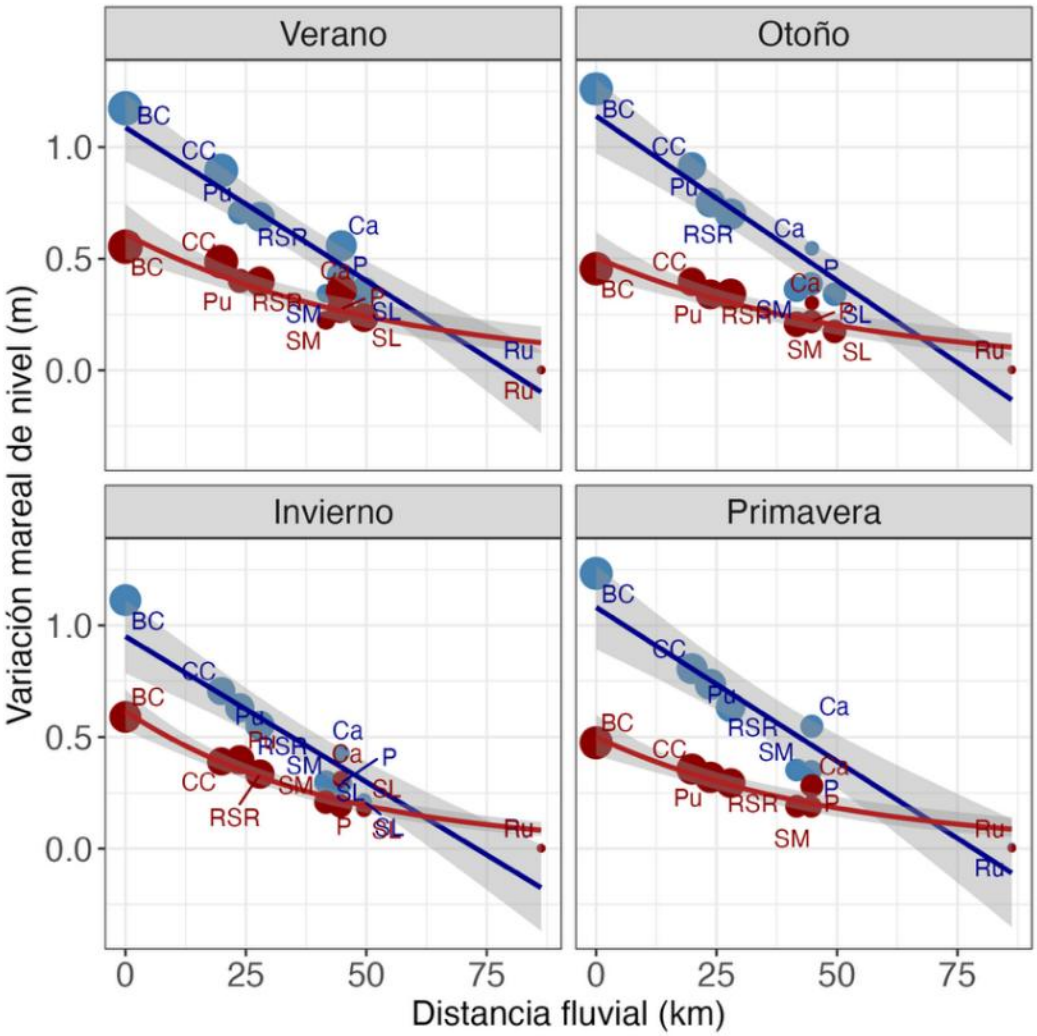


Figura 3.2.5. Variación espacio temporal en el forzamiento mareal sobre el nivel de la columna de agua a través de las estaciones estudiadas. Se muestra el ajuste estacional de las relaciones presentadas en la Figura 3.2.4 b. Se ilustran en color azul claro y rojo oscuro respectivamente, la variación espacial en el rango observado para marea de sicigia (GDTR) y marea de cuadratura (LDTR), en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. Las líneas de color azul oscuro muestran los ajustes de una regresión linear, mientras que las líneas rojas muestran el ajuste de una función con decaimiento logarítmico, ajustada mediante un modelo lineal generalizado (GLM). El tamaño de los símbolos azules, representa los porcentajes de varianza explicados por los modelos GAM estacionales, mientras que el tamaño de los símbolos rojos representa los porcentajes de varianza explicados por el ajuste del modelo armónico de marea. Se rotulan los puntos correspondientes a las distintas estaciones siguiendo la estructura de la Figura 3.2.4.

De forma complementaria, los resultados del ajuste de las funciones de decaimiento espacial se presentan en la Tabla 3.2.5, donde se evidencia que el decaimiento en el rango de variación de baja frecuencia (*i.e.,* estacional) del nivel del espejo de agua, es estadísticamente significativo, explicando aproximadamente un 42% de la variabilidad observada para el conjunto de datos ($R^2 = 0.42$).

En contraste, los modelos de decaimiento espacial aplicados a la variabilidad mareal explican una proporción mucho mayor de la varianza: 91% para el rango de variación del nivel del espejo de agua asociado a mareas de sicigia ($R^2 = 0.91$) y 65% para el rango de variación del nivel del espejo de agua asociado a mareas cuadratura ($R^2 = 0.65$). Estos resultados refuerzan la hipótesis de una atenuación sistemática del grado de variabilidad asociada a la señal de marea con el aumento de la distancia fluvial hacia el interior del humedal. Esto se contrapone un aporte fluvial creciente en el mismo sentido del gradiente (*cf.* Fig. 3.2.4 y Tabla 3.2.5).

Lo anterior, sugiere que la variabilidad hidrológica del HRC, es modulada por la interacción entre múltiples forzantes de extensión y escalas distintas. En el caso del forzamiento por el ciclo de marea, la conectividad hidrológica del cauce principal (el río Cruces) es modulada por el aporte aguas arriba, así como por el aporte desde los distintos ríos tributarios. Por el contrario, el aporte fluvial, tanto aguas arriba del humedal, como desde los tributarios que aportan en las zonas norte, centro y sur del humedal, reflejan tanto el efecto de la variación climática y meteorológica, como el efecto integrado de la gestión de la cobertura y uso de suelo en la cuenca.

Tabla 3.2.5. Resultados del ajuste del modelo de decaimiento espacial en la amplitud de variación del nivel de la columna de agua. Se muestra para distintas escalas de tiempo y fuentes de variación, el valor de cada parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Fuente de Variación	Intercepto	Distancia	g.l.		F	p	R^2
			1	2			
2023-2025							
GAM							
Estacional	0.18±0.28^{ns}	0.02±0.01*	1	7	6.805	0.035	0.42
Modelo armónico de mareas							
Sicigia	1.07±0.07***	-0.01±0.002***	1	7	81.87	<0.001	0.91
Cuadratura	1.20±0.95^{ns}	-0.09±0.001**	1	7	17.59	0.006	0.65
Modelo armónico de mareas							
Verano							
Sicigia	1.09±0.0643***	-0.01±0.0015***	1	7	87.91	<0.001	0.93
Cuadratura	0.95±0.7744^{ns}	-0.07±0.0176**	1	7	16.3	0.0049	0.7
Otoño							
Sicigia	1.14±0.071***	-0.01±0.0016***	1	7	83.7	<0.001	0.91
Cuadratura	0.52±0.64^{ns}	-0.06±0.0146**	1	7	18.21	0.0037	0.68
Invierno							
Sicigia	0.95±0.071***	-0.01±0.0016***	1	8	66.4	<0.001	0.89
Cuadratura	0.77±0.647^{ns}	-0.07±0.0145***	1	8	20.98	0.0018	0.69
Primavera							
Sicigia	1.08±0.0771***	-0.01±0.0018***	1	6	59.77	<0.001	0.89
Cuadratura	0.417±0.609^{ns}	-0.06±0.0141**	1	6	20.57	0.004	0.7

Para ilustrar de mejor manera la interacción entre los dos forzantes analizados, se resume en la Figura 3.2.6, la relación espacial entre el forzamiento estacional y mareal del nivel de la columna de agua y la distancia fluvial desde la Bahía de Corral, complementando la información presentada previamente en la Figura 3.2.4, con énfasis en la importancia relativa de los dos principales forzantes: el ciclo mareal y el ciclo hidrológico estacional. Como se aprecia en las Figuras 3.2.4 a, 3.2.6 a y 3.2.6 b, la variación estacional en el nivel del agua se incrementa en estaciones más alejadas de la costa, particularmente en San Luis y Rucaco, lo que sugiere una mayor influencia del aporte

fluvial en dichos sectores. Esta tendencia se encuentra respaldada por los altos porcentajes de varianza explicada por los modelos GAM en esas localidades.

En contraste, la amplitud mareal de sicigia y cuadratura (GDTR y LDTR respectivamente) muestra una relación negativa con la distancia fluvial, evidenciando la atenuación del forzamiento mareal, a medida que se avanza hacia el interior del humedal. Este patrón es observable tanto en la Figura 3.2.4 a como en los paneles a) y b) de la Figura 3.2.6. Es así como las localidades entre San Luis y Santa María presentan modelos armónicos significativos, pero que dan cuenta de un bajo porcentaje de la variación observada, con el coeficiente de determinación R^2 con valores entre 0.0164 y 0.198 (Tabla 3.2.3). Esto contrasta con las localidades entre San Ramón y Corral, donde el coeficiente de determinación del modelo armónico R^2 toma valores entre 0.535 y 0.808 respectivamente (Tabla 3.2.3). Al examinar este patrón para los modelos armónicos ajustados para cada estación se observan mayores valores de R^2, subrayando la interacción entre estas dos fuentes de variación (Figura 3.2.5, Tabla 3.2.4).

La diferencia entre ambas fuentes de variabilidad (baja frecuencia *versus* variación de marea) se muestra en los paneles c) y d) de la Figura 3.2.6, donde se representa la magnitud relativa del forzamiento estacional respecto del mareal. En ambos casos, se observa una tendencia creciente a lo largo del gradiente longitudinal, con valores que transitan desde negativos a positivos, lo que permite identificar de forma clara los sectores dominados por la influencia mareal (valores negativos, cercanos a la bahía) y aquellos dominados por el forzamiento estacional del nivel de la columna de agua (valores positivos, en sectores aguas arriba de Santa María.

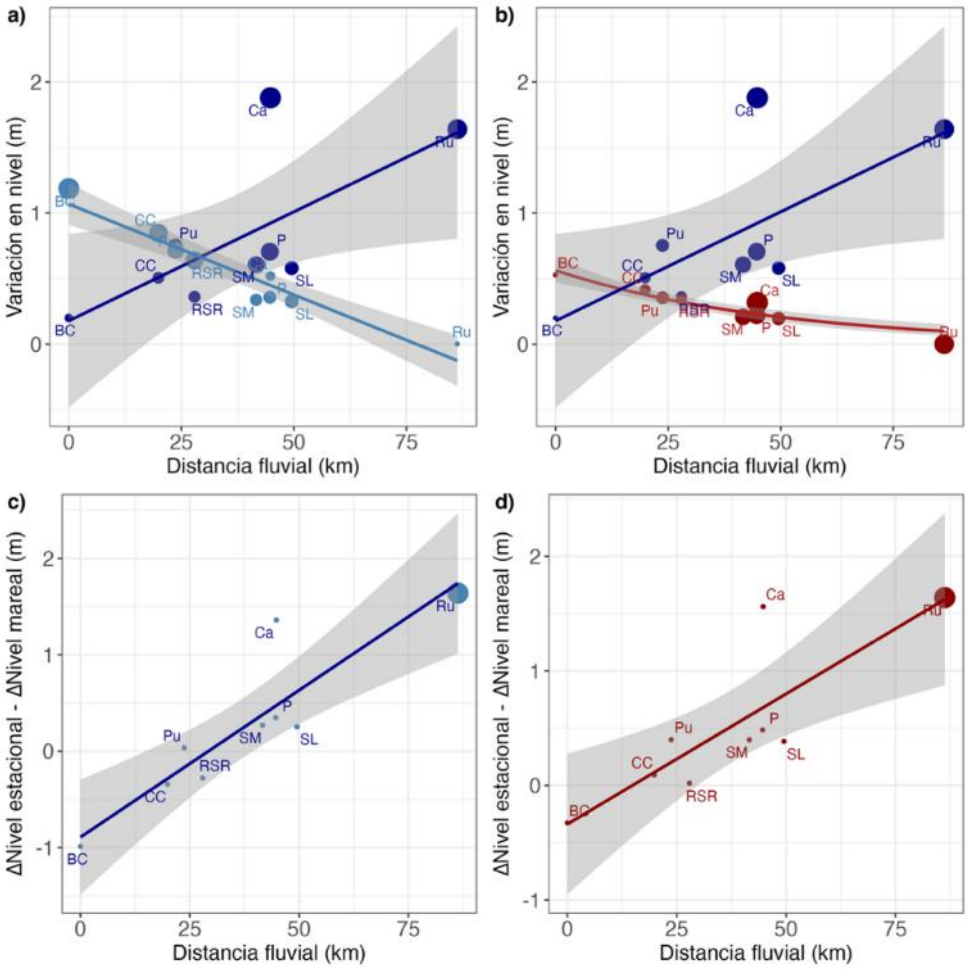


Figura 3.2.6. Variación espacial de la importancia relativa del forzamiento estacional y mareal sobre el nivel de la columna de agua en el HRC. La figura a) muestra la variación espacial en la variación estacional del nivel del agua (color azul oscuro) y la variación mareal del nivel del agua observado para mareas de sicigia (GDTR, azul claro) en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. En ambos casos el tamaño de los puntos representa el porcentaje de varianza, explicado por los modelos (azul oscuro GAM estacional, azul claro modelo armónico de mareas). La figura b) presenta la misma relación, pero ilustrando la relación con el rango de variación de la marea de cuadratura (LDTR, rojo oscuro) a lo largo del gradiente de distancia fluvial. Las figuras c) y d) ilustran la diferencia entre la magnitud del forzamiento estacional y mareal (ΔNivel estacional − ΔNivel mareal) en función de la distancia fluvial, destacando cómo esta relación varía según se utilicen GDTR (panel c) o LDTR (panel d) como referencia. Las líneas de ajuste representan modelos de regresión lineal, con bandas grises que muestran los intervalos de confianza al 95%. Las estaciones están identificadas con sus respectivos códigos: Bahía de Corral (BC), canal mareal Cau Cau (CC), canal Punucapa (Pu), San Ramón (RSR), Cayumapu (Ca), Pichoy (P), Santa María (SM), San Luis (SL) y Rucaco (Ru).

El patrón espacial representado en las Figuras 3.2.4 a 3.2.6, refuerza la hipótesis de que el gradiente longitudinal del HRC, modula de forma diferenciada la influencia de los forzantes estacionales y mareales sobre la dinámica del nivel de la columna de agua, lo que constituyendo una base clave para eventuales modelaciones de este ecosistema.

En síntesis, los resultados obtenidos permiten las escalas espaciales a lo largo del humedal en las que predominan los efectos del forzamiento estacional, asociados a la precipitación y escorrentía fluvial, y aquellas en las que prevalece el forzamiento mareal, vinculado a la proximidad a la Bahía de Corral y a la dinámica estuarial. Esta diferenciación espacial revela una transición gradual en el control hidrodinámico del nivel de la columna de agua, desde una dominancia fluvial en sectores más interiores, como Rucaco, hasta un predominio mareal en sectores próximos a la Bahía de Corral. Así pues, los resultados obtenidos permiten estimar las escalas espaciales de influencia de la variación estacional y mareal sobre el nivel de la columna de agua. En este contexto, estos resultados entregan una herramienta clave para orientar estrategias de monitoreo hidrológico, diseñar planes de conservación diferenciados por zona, y priorizar acciones de manejo adaptativo que consideren la heterogeneidad en los factores que regulan la dinámica hídrica del humedal, en especial frente a escenarios de cambio climático y presión antrópica.

CONCLUSIONES

- El análisis de series de alta frecuencia del nivel de la columna de agua en nueve puntos de monitoreo, distribuidos entre la estación de Rucaco y la Bahía de Corral, permitió caracterizar la influencia relativa de la variabilidad estacional y mareal sobre la dinámica hidrológica del HRC.
- Se observó una clara tendencia espacial en la magnitud del forzamiento estacional, con una mayor amplitud en las estaciones más alejadas de la costa, particularmente en los sectores cercanos a la cabecera del estuario (*e.g.,* Rucaco), disminuyendo progresivamente hacia la Bahía de Corral. Este patrón es

consistente con un control hidrológico dominado por las precipitaciones y el caudal fluvial en la parte alta del humedal.

- El análisis de la importancia relativa de ambas fuentes de variación en el nivel del espejo de agua del humedal sugiere que las localidades ubicadas entre la Bahía de Corral y San Ramón (canal mareal Cau Cau, canal Punucapa y San Ramón), tienen predominancia de influencia mareal, mientras que Cayumapu, Pichoy, Santa María, San Luis y Rucaco presentan una influencia fluvial creciente, donde el nivel y caudal aumentan significativamente por lluvias intensas o deshielos.
- Esta dinámica sugiere una interacción compleja y potencialmente sinérgica entre el régimen de precipitaciones y el forzamiento mareal, modulada por factores locales como la topografía, batimetría y conectividad longitudinal del sistema. En particular, se identificó que la influencia significativa de la marea de cuadratura tiende a desaparecer más allá de los 25 - 30 km desde la boca del estuario, lugar donde el predominio relativo del forzamiento de marea con respecto a la variación de baja frecuencia en la altura del espejo del agua).

REFERENCIAS

Aguirre C, Flores-Aqueveque V, Vilches P, Vásquez A, Rutllant JA & Garreaud R (2021). Recent changes in the low-level jet along the subtropical west coast of south america. Atmosphere, 12(4), 465.

Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P.A., Boisier, J.P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R. and McPhee, J. (2018). The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies–Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, *22*(11), pp.5817-5846.

Alvarez-Garreton C et al. (2021). Progressive water déficits during multi-year droughts in central-south Chile. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. https://doi. org/10.5194/hess-2020-249 (in review).

Andridge, R. R., & Little, R. J. (2010). A review of hot deck imputation for survey non-response. International statistical review, 78(1), 40-64.

Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, *43*(1), 413-421.

Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., ... & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem Sci Anth*, *6*, 74.

Cai W, McPhaden MJ, Grimm AM, Rodrigues RR, Taschetto AS, Garreaud RD, ... & Vera C (2020). Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. Nature Reviews Earth & Environment, 1(4): 215-231

Cazelles B., Chavez M., Berteaux, D., Menard F., Vik J.O., Jenouvrier S., and Stenseth N.C. (2008). Wavelet analysis of ecological time series. Oecologia 156, 287–304.

Dempster, A. P., Laird, N. M., & Rubin, D. B. (1977). Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. Journal of the royal statistical society: series B (methodological), 39(1), 1-22.

Ford, B. L. (1983). An Overview of Hot-Deck Procedures. Incomplete data in sample surveys, 2(Part IV):185–207. [p1]

Gherardi-Fuentes, C., Ruiz J. & Navedo, J. G. (2022). Insights into migratory connectivity and conservation concerns of Red Knots *Calidris canutus* in the austral Pacific coast of the Americas. Bird Conservation International, 32(2), 223-231.

Gillett NP, Kell TD, Jones PD (2006). Regional climate impacts of the Southern Annular Mode. Geophysical Research Letters, 33(23).

Flanders Marine Institute (VLIZ); Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) (2025): Sea level station monitoring facility. Accessed at https://www.ioc-sealevelmonitoring.org on 2025-04-23 at VLIZ. DOI: 10.14284/482

González-Reyes A, Muñoz AA (2013). Cambios en la precipitación de la cuidad de Valdivia (Chile) durante los últimos 150 años. Bosque (Valdivia) 34(2):191-200. DOI: 10.4067/S071792002013000200008.

González-Reyes, Á., Jacques-Coper, M., & Muñoz, A. A. (2021). Seasonal precipitation in south-central Chile: Trends in extreme events since 1900. Atmósfera, 34(4): 371-384.

Grimm AM, Barros VR, Doyle ME (2000). Climate variability in southern South America associated with El Niño and La Niña events. Journal of climate, 13(1): 35-5.

Hernandez, D., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., & Ricchetti, F. (2022). Hydrologic Sensitivities and ENSO Variability Across Hydrological Regimes in Central Chile (28°–41° S). Water Resources Research, 58(9), e2021WR031860.

Hidalgo-Corrotea, C., Alaniz, A. J., Vergara, P. M., Moreira-Arce, D., Carvajal, M. A., Pacheco-Cancino, P., & Espinosa, A. (2023). High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. Science of the Total Environment, 903, 166130.

Hipel, K.W. and McLeod, A.I. (1994). Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. New York: Elsevier Science.

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

IHO. (2011). IHO Manual on Hydrography. IHO Publication C-13. Monaco: International Hydrographic Organization. Monaco.

Kendall MG. (1970). Rank Correlation Methods, 2nd ed. New York: Hafner

Latrech, B., Yacoubi, S., Hermassi, T., Slatni, A., Jarray, F., & Pouget, L. (2023). Homogeneity and Trend Analysis of Climatic Variables in Cap-Bon Region of Tunisia. Applied Sciences, 13(19), 10593.

Luebert, F. and Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.

Mann HB. (1945). Nonparametric tests against trend. Econométrica 13(13): 245-259.

Marquet, P. A., Abades, S., & Barría, I. (2017). Distribution and conservation of coastal wetlands: A geographic perspective. The ecology and natural history of Chilean Saltmarshes, 1-14.

MMA (2021). Cuarta Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, 537pp.

Montecinos A, Aceituno P. (2003). Seasonality of the ENSO-related rainfall variability in central Chile and associated circulation anomalies. Journal of climate, 16(2): 281-296

Moritz, S., & Bartz-Beielstein, T. (2017). imputeTS: time series missing value imputation in R. *R J.*, *9*(1), 207-2018. doi: 10.32614/RJ-2017-009 (URL: https://doi.org/10.32614/RJ-2017-009).

Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E., & Izquierdo, T. (2021). The arid coastal wetlands of northern Chile: Towards an integrated management of highly threatened systems. Journal of Marine Science and Engineering, 9(9): 948.

Oyarzun, E.S. (2019). Ecosystem services affected by natural disasters at coast and sea. In La Zona Costera en Chile: Adaptacion y Planificacion Para la Resiliencia; Hidalgo, R., Martinez, C., Henriquez, C., Arenas, F., Rangel-Buitrago, N., Contreras-Lopez, M., Eds.; Instituto de Geografía-Serie GEOlibros: Santiago, Chile, pp. 285–307.

Pettitt, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics), 28(2), 126-135.

Pohlert T (2023). _trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection_. R package version 1.1.6, https://CRAN.R-project.org/package=trend.

Quintana JM, Aceituno P. (2012). Changes in the rainfull regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43 S. Atmósfera (México) 25(1):1-22. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56523435001

R Core Team (2023). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Roesch A y Schmidbauer H (2018). WaveletComp: Computational Wavelet Analysis. R package version 1.1, https://CRAN.R-project.org/package=WaveletComp.

Roig FA, Le-Quesne C, Boninsegna JA, Briffa KR, Lara A, Grudd H, ... & Villagrán C (2001). Climate variability 50,000 years ago in mid-latitude Chile as reconstructed from tree rings. Nature, 410(6828): 567-570

Rubin, D. B. (2018). Multiple imputation. In *Flexible Imputation of Missing Data, Second Edition* (pp. 29-62). Chapman and Hall/CRC.

Ruiz, S., Jimenez-Bluhm, P., Di Pillo, F., Baumberger, C., Galdames, P., Marambio, V., ... & Hamilton-West, C. (2021). Temporal dynamics and the influence of environmental variables on the prevalence of avian influenza virus in main wetlands in central Chile. Transboundary and emerging diseases, 68(3), 1601-1614.

Rusticucci M, Penalba O (2000). Interdecadal changes in precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. Climate Research 16(1):1-15

Sen, P.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, Journal of the American Statistical Association 63, 1379–1389.Stagg, C. L., Osland, M. J., Moon, J. A., Hall, C. T., Feher, L. C., Jones, W. R., ... & Vervaeke, W. C. (2020). Quantifying hydrologic controls on local-and landscape-scale indicators of coastal wetland loss. *Annals of Botany*, *125*(2), 365-376.

Stephenson, A. G. (2016). Harmonic analysis of tides using TideHarmonics. URL https//CRAN. R-project. org/package= TideHarmonics.

Torrence C, Compo GP (1998). A practical guide to wavelet analysis. Bulletin of the American Meteorological Society 79(1): 61-78.

Tusell, F. (2011). Kalman filtering in R. Journal of Statistical Software, 39, pp.1-27.

UACh (2015). Programa de Diagnóstico Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios: 2014-2015. Informe Final (Volumen 1): 294-332.

UNESCO (1982). Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, Iran, 2.2.1971. Modificada según el Protocolo de París, 3.12.1982 y las Enmiendas de Regina, 28.5.1987. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO): Paris, Francia.

Vacek, P., & Ashikaga, T. (1980). An examination of the nearest neighbor rule for imputing missing values. Proc. Statist. Computing Sect., Amer. Statist. Ass, 326-331.

Vicuña S, Gironás J, Meza FJ, Cruzat ML, Jelinek M, Bustos E & Bambach N. (2013). Exploring possible connections between hydrological extreme events and climate change in central south Chile. Hydrological sciences journal, 58(8): 1598-1619

Yáñez-Cuadra, V., Moreno, M., Ortega-Culaciati, F., Donoso, F., Báez, J. C., & Tassara, A. (2023). Mosaicking Andean morphostructure and seismic cycle crustal deformation patterns using GNSS velocities and machine learning. Frontiers in Earth Science, 11, 1096238.

Wang S, Huang J, He Y, Guan Y. (2014). Combined effects of the Pacific decadal oscillation and El Nino-southern oscillation on global land dry–wet changes. Scientific reports, 4(1): 1-8.

Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36.

Wood, S.N. (2017). Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Wood, S., & Wood, M. S. (2015). Package 'mgcv'. R package version, 1(29): 729.

Wood S.N., N. Pya and B. Saefken. (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models (with discussion). Journal of the American Statistical Association 111:1548-1575.

3.3. DEFORMACION SUPERFICIAL EN LA ZONA DEL HRC

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". Como parte del servicio antes mencionado, se realizaron análisis tendientes a evaluar la tasa de deformación de la corteza terrestre; en la zona misma del HRC y en zonas aledañas para efectos comparativos. El marco conceptual de tales análisis, está basado en la ocurrencia de riesgos no operacionales para la actividad industrial que ocurre en zonas adyacentes a

sistemas acuáticos; es decir, cambios que ocurren en el medio ambiente acuático afectando su estructura y funcionamiento abiótico y biótico, pero que no tienen relación con operaciones industriales.

ANTECEDENTES

Una cuantificación precisa de la tasa de deformación de la superficie terrestre y sus variaciones espaciales en el tiempo constituye información crucial para comprender el impacto de los procesos geológicos en el medio ambiente. Para ello, es necesario cuantificar con alta precisión la deformación histórica a lo largo de décadas e implementar un monitoreo continuo de la deformación actual de esa superficie. Actualmente, la geodesia espacial, a través de los datos del Sistema de Navegación Global por Satélite (GNSS) y la Interferometría Diferencial de Radar de Apertura Sintética (DInSAR), permite cuantificar y detectar desplazamientos de superficie con precisión milimétrica y de manera continua en el tiempo. Ambas técnicas son complementarias: los datos de estaciones GNSS proporcionan una mayor resolución temporal y monitoreo de desplazamientos tridimensionales (norte-sur, este-oeste y vertical), mientras que el DInSAR ofrece una excelente resolución espacial, aunque solo detecta deformaciones casi verticales en la línea de visión (LOS) entre el satélite y la superficie terrestre, con una resolución temporal de varios días.

Los datos de geodesia espacial han permitido detectar diversos factores que influyen en los cambios de desplazamientos en la superficie terrestre. La deformación a escala de días a décadas es principalmente una respuesta a los procesos relacionados con el ciclo de grandes terremotos (*e.g.,* Bevis & Brown, 2014), los cuales pueden alterar rápidamente el nivel de la superficie. Por ejemplo, las zonas alrededor de la ciudad de Valdivia descendieron casi 2 metros de manera casi instantánea durante el terremoto de 1960 (Mw 9.5), mientras que áreas como la Isla Santa María (Golfo de Arauco) se elevaron 2 metros durante el terremoto del Maule en 2010 (Mw 8.8).

Durante el periodo que transcurre entre grandes terremotos, un proceso que puede durar varias décadas, se produce una deformación lenta e imperceptible, caracterizada por generar patrones de deformación generalmente opuestos a los causados por los grandes terremotos. Esto significa que, luego de que ciertas áreas hayan descendido durante un terremoto, experimentan un lento alzamiento posterior, que puede alcanzar varios milímetros por año durante varias décadas.

Otro proceso que influye en el nivel de superficie es el efecto hidrológico, causado por precipitaciones, cambios en el nivel freático y variaciones en el nivel de las masas de agua en humedales, ríos y lagos (*e.g.,* Bevis & Brown, 2014). De esta manera, la superficie terrestre sube y baja estacionalmente en respuesta a la cantidad de precipitaciones, nieve y variaciones del caudal en ríos y fuentes de agua adyacentes al área de deformación. El caudal de los ríos, así como el nivel de agua en lagos y humedales, afecta estacionalmente el nivel de la superficie debido a la carga de la masa de agua. Estos procesos pueden variar de un año a otro por efectos climáticos. Sin embargo, aún no está claro cómo estos efectos pueden influir en procesos como la sismicidad y la deformación permanente.

Debido a la naturaleza dinámica de estos procesos, influenciados por factores de gran escala como el cambio climático, y la interacción entre la deformación sísmica y la carga hidrológica, es esencial mantener un monitoreo constante para entender completamente estos fenómenos. Áreas específicas, como los humedales costeros, pueden ser particularmente vulnerables a procesos de subsidencia o alzamiento de la corteza, con importantes implicaciones para el medio ambiente y la gestión territorial. La detección y monitoreo oportuno de estos cambios son cruciales para desarrollar estrategias de adaptación eficaces frente a presiones ambientales como la deformación continental y el cambio climático.

Los humedales son ecosistemas críticos que proporcionan importantes servicios ambientales, como la mitigación de inundaciones, la filtración de agua, y la captura de

carbono. Por lo tanto, su estabilidad y preservación son fundamentales para el medio ambiente y las comunidades circundantes. La información obtenida a través del monitoreo geodésico es vital para la gestión y conservación de estos ecosistemas, especialmente en áreas vulnerables al cambio climático y la actividad humana. Por ejemplo, en el Pantanal de Brasil (Pereira, and Vieira, 2018), uno de los humedales más grandes del planeta, se ha empleado GNSS para medir subsidencias y cambios en la elevación, proporcionando datos cruciales para la gestión del agua y la conservación ambiental. Estos estudios demuestran la importancia del monitoreo continuo para la preservación de los humedales, que son vulnerables tanto a la actividad humana como a los efectos del cambio climático.

OBJETIVOS

Objetivo General:

Evaluar los cambios en el nivel de la superficie del humedal río Cruces (HRC) y la zona circundante de Valdivia desde 2015 hasta principios de 2025, mediante el análisis de datos de estaciones GNSS continuas y de interferometría satelital a escala regional. Los resultados del monitoreo de la deformación superficial se interpretarán en función de los principales mecanismos responsables de la deformación observada, tales como el ciclo sísmico de grandes terremotos y el ciclo hidrológico local.

Objetivos Específicos:

Cuantificar los cambios en el nivel de superficie en el HRC y la zona alrededor de Valdivia utilizando datos de geodesia espacial, con el fin de caracterizar la tasa y las variaciones de deformación relacionadas con el ciclo sísmico de grandes terremotos y aquellos producidos por el ciclo hidrológico local.

Determinar la relación eventual entre los cambios en el nivel de superficie del HRC y el ciclo hidrológico local, considerando factores como las deformaciones estacionales verticales y el caudal de ríos.

Estos objetivos permitirán una comprensión más completa de los procesos que afectan la estabilidad del HRC y su relación con fenómenos naturales a diferentes escalas temporales y espaciales.

METODOLOGIAS

Series de tiempo de datos GNSS

La estimación de los desplazamientos horizontales y verticales de la superficie terrestre se realiza mediante la utilización de observaciones de los Sistemas Globales de Navegación por Satélite (GNSS, por sus siglas en inglés: Global Navigation Satellite System), siendo el Sistema de Posicionamiento Global (GPS: Global Positioning System) el más conocido. Este método, basado en soluciones diarias, permite determinar la posición geocéntrica del área de interés con una precisión del orden de milímetros (Báez *et al.,* 2018). Al comparar temporalmente estas posiciones diarias, se pueden determinar sus variaciones, lo que permite construir series de tiempo. Estas series de tiempo son fundamentales para analizar y comprender la dinámica local y regional de la superficie de la Tierra (Báez *et al.,* 2007). Para el procesamiento de los datos GNSS, se utilizó el software Bernese (Dach *et al.,* 2007), una herramienta avanzada que permite procesar datos GNSS mediante la técnica de doble diferencia. Esta técnica reduce significativamente los errores relacionados con la ionosfera y la troposfera, mejorando la precisión de las soluciones de posicionamiento. El software Bernese aplica correcciones a las observaciones de las estaciones GNSS, comparando las señales recibidas por diferentes satélites desde múltiples estaciones de referencia, lo que permite calcular desplazamientos con una alta precisión.

En el humedal río Cruces y sus alrededores, existen varias estaciones GNSS pertenecientes a diferentes organizaciones, cuyas bases de datos están disponibles de forma abierta (ver http://gps.csn.uchile.cl). En 2015, se instaló una estación GNSS en la parte central del HRC (sector Santa María), denominada RCRU, con el objetivo de caracterizar la geodinámica regional y local de la corteza. Los datos de la estación RCRU

han sido procesados en conjunto con los de otras estaciones instaladas por diversos grupos de investigación, cuyos datos también están disponibles de forma abierta (Báez *et al.,* 2018). En octubre de 2022, se instaló una nueva estación GNSS cerca del río Pichoy (sector Tralcao) y, en febrero de 2023, se añadió otra estación en el Laboratorio Costero de Recursos Acuáticos de la Facultad de Ciencias de la Universidad Austral de Chile, ubicada en la costa de Valdivia (sector Calfuco, estación CFKO). Los datos de estas estaciones se integraron en un proceso de red que permitió identificar tanto efectos locales como regionales. La Figura 3.3.1 muestra la localización de la red de estaciones continuas GNSS (cGNSS) disponibles para este estudio. El procesamiento de estos datos ha permitido generar un análisis espacio-temporal de la deformación local, proporcionando valiosas inferencias sobre la dinámica regional y su relación con el ciclo sísmico (Bedford *et al.,* 2019; Moreno *et al.,* 2018). Además, se han identificado y separado las señales locales que caracterizan los efectos estacionales y específicos del entorno.

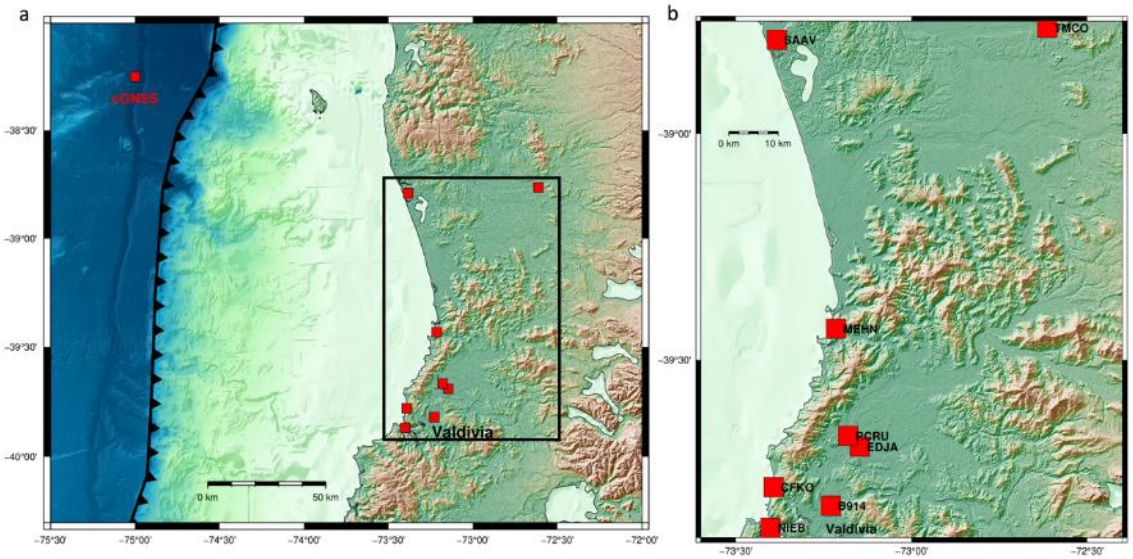


Figura 3.3.1. a) Ubicación de la red de estaciones continuas GNSS (cGNSS) procesadas y analizadas en este estudio. Las estaciones GNSS, representadas por cuadrados rojos, fueron instaladas como parte del Monitoreo Ambiental del HRC y del Centro Sismológico Nacional (CSN). El cuadrado con líneas negras en a) indica la región del mapa ampliada en el panel b), donde se incluyen los nombres de las estaciones utilizadas.

Las observaciones se procesaron en forma diferencial, con soluciones de red ajustadas a ITRF2014 (Altamimi *et al*., 2014) y en base a soluciones diarias, las cuales se acumularon y compararon para generar series de tiempo. Tales series se analizaron en forma conjunta, para evaluar señales regionales y en forma individual y para determinar efectos locales residuales, que eventualmente afectan la zona de interés (Bedford *et al*., 2020). Para cuantificar los mecanismos que inducen movimientos en las estaciones, se utilizó el modelo de trayectoria para movimientos de la corteza propuesto por Bevis & Brown (2014) y que se expresa como:

$$
\begin{aligned}
\mathbf{x}(t) = & \sum_{i=1}^{n_p+1} \mathbf{p}_i (t - t_R)^{i-1} \\
& + \sum_{j=1}^{n_J} \mathbf{b}_j H(t - t_j) \\
& + \sum_{k=1}^{n_F} \mathbf{s}_k sin(\omega_k t) + \mathbf{c}_k cos(\omega_k t) \\
& + \sum_{i=1}^{n_T} \mathbf{a}_i log(1 + \Delta t_i / T_i)
\end{aligned}
$$

Estos términos consideran la velocidad, desplazamientos por terremotos o cambios en la configuración de las estaciones, el movimiento estacionario por la carga hidrológica y efectos inducidos por terremotos.

DInSAR (Radar Interferométrico de Apertura Sintética)

DInSAR es una técnica avanzada de teledetección que permite la medición precisa de desplazamientos en la superficie terrestre con alta resolución espacial, sin necesidad de instalar estaciones en el terreno. Se basa en la comparación de dos o más imágenes de radar de apertura sintética (SAR) capturadas en diferentes momentos por un satélite en órbitas similares. Al comparar las fases de las señales de radar reflejadas por la superficie

en distintos momentos, DInSAR puede detectar y cuantificar pequeños cambios en la distancia entre el satélite y la superficie terrestre. Estos cambios de fase reflejan movimientos en la superficie, tanto verticales como horizontales, que pueden deberse a una variedad de fenómenos geológicos y antropogénicos, como terremotos, actividad volcánica, deslizamientos de tierra, subsidencia causada por la extracción de agua subterránea, y la expansión o contracción del suelo debido a cambios en la humedad.

Una de las principales ventajas de DInSAR es su capacidad para generar mapas de desplazamiento casi continuos a lo largo de la línea de visión (LOS) del satélite, lo que permite una evaluación detallada y en alta resolución de los cambios en la superficie terrestre sobre grandes áreas, todo de manera remota. En los últimos años, DInSAR ha evolucionado hacia el análisis de series temporales, lo que permite no solo la detección de cambios puntuales, sino también el seguimiento de la evolución de desplazamientos en el tiempo. Este enfoque ha ampliado significativamente el rango de aplicaciones de DInSAR, que ahora se utiliza ampliamente para monitorear deformaciones asociadas con el ciclo sísmico, la actividad volcánica, la estabilidad de infraestructuras y los impactos ambientales de la explotación de recursos naturales.

La metodología de este estudio abarca la recopilación, procesamiento, análisis e interpretación de datos de radar utilizando la técnica DInSAR (Interferometría Diferencial de Radar de Apertura Sintética). Para procesar estos datos, se empleó el software GMTSAR (Sandwell *et al.,* 2011), una herramienta ampliamente reconocida en la comunidad científica para el análisis de datos de InSAR. Con el fin de mejorar la precisión en la detección de movimientos en la superficie terrestre, se utilizó el algoritmo SBAS (Small Baseline Subset) (Berardino *et al.,* 2002), que permite detectar y analizar deformaciones en la superficie terrestre a lo largo del tiempo. SBAS genera interferogramas a partir de pares de imágenes de radar capturadas en diferentes momentos, seleccionando aquellos con mínimas diferencias espaciales y temporales (línea de base pequeña). Esta técnica es particularmente efectiva para estudiar tanto deformaciones a gran escala como desplazamientos más localizados con alta precisión.

Un aspecto clave del método SBAS es la cuidadosa selección de los pares de imágenes, minimizando la separación espacial y temporal entre las órbitas del satélite. Esta estrategia es fundamental para evitar la pérdida de coherencia, un problema común en la interferometría de radar que puede comprometer la calidad de los datos. SBAS también permite generar series temporales de deformación, proporcionando una visión detallada de la evolución de los movimientos de la superficie a lo largo del tiempo.

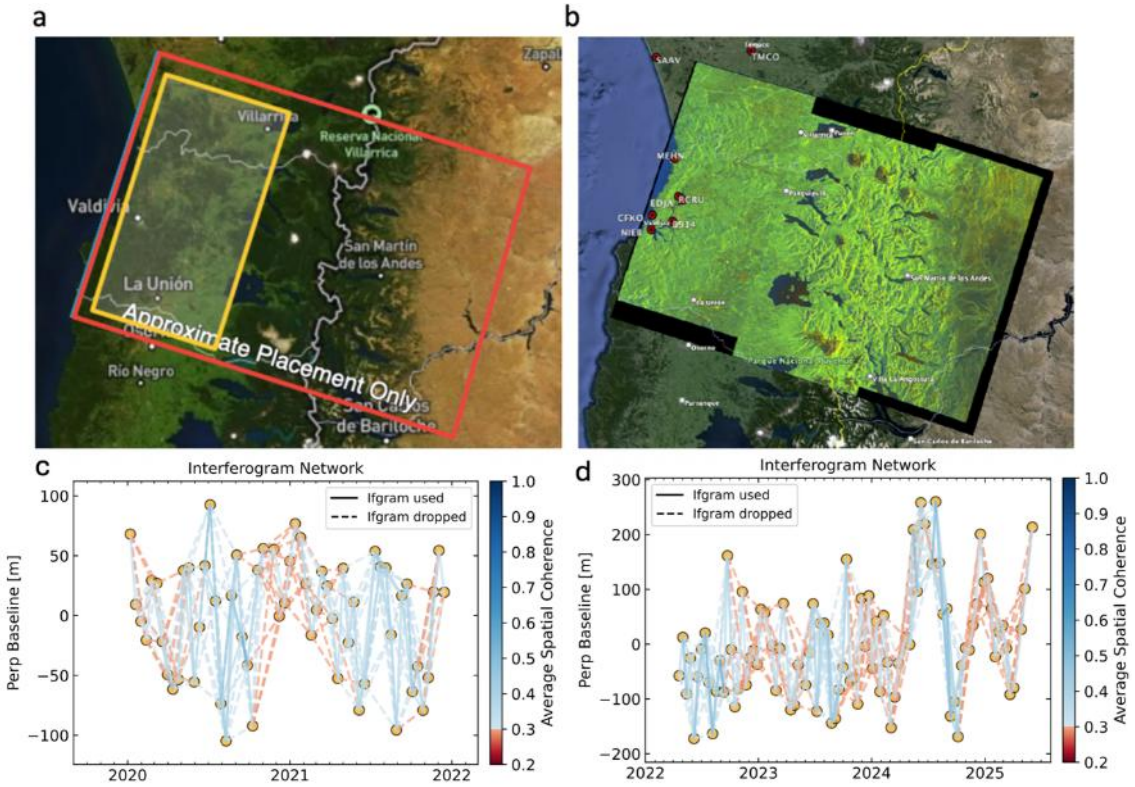


Figura 3.3.2. a) Área cubierta por los datos del satélite Sentinel-1A. b) Ejemplo de un interferograma procesado utilizando el track 83, correspondiente a la órbita descendente. c) y d) Gráficos de la línea de base perpendicular (baseline) *versus* la fecha de adquisición para los períodos 2020-2022 y 2022-2025, respectivamente. Se analizaron en total más de 1200 interferogramas para los períodos de tiempo combinados.

Se utilizaron datos del programa Sentinel-1 para obtener el campo de deformación del área indicada en la Figura 3.3.2a. El satélite Sentinel-1A emite señales en la Banda-C (5.23 cm de longitud de onda), lo que permite una resolución espacial de 15 metros, es decir, la capacidad de distinguir deformaciones entre áreas adyacentes. Después de

aplicar algoritmos DInSAR para el análisis de series de tiempo utilizando la técnica SBAS, se puede mejorar la precisión en la detección de desplazamientos superficiales hasta aproximadamente 0.5 cm. Se utilizaron todas las imágenes disponibles de las órbitas desde octubre de 2014 hasta principios de 2025, lo que incluyó un total de 120 imágenes descendentes. En total, se analizaron más de 1200 interferogramas para lograr los mejores resultados posibles (Fig. 3.3.2b,c). En este informe presentamos el analisis en detalle desde el 2020 al 2025 de datos InSAR.

Durante el procesamiento DInSAR, y con el fin de recuperar la deformación sobre un mayor número de píxeles persistentes (PSI), se construyó la red SBAS (Fig. 3.3.2c) para cada píxel individual a la máxima resolución de Sentinel-1 (15 m * 15 m). Esta red consistió en pares interferométricos altamente coherentes, lo que permitió aumentar la densidad de puntos PSI. De esta manera, un mayor número de interferogramas fue incluido en el análisis de series temporales, lo que ayudó a reducir el retraso atmosférico no compensado y no correlacionado temporalmente. Además, se implementó una serie de módulos para detectar y enmascarar los errores de desenvoltura, corregir perturbaciones atmosféricas y eliminar tendencias de gran escala.

RESULTADOS

Series de tiempo con datos GNSS

El procesamiento de los datos GNSS permitió estimar la posición de las estaciones en las componentes norte-sur, este-oeste y vertical, con una precisión de unos pocos milímetros, basándose en soluciones diarias. Estos resultados posibilitaron un análisis espacio-temporal de la deformación local, permitiendo inferir la dinámica regional y su relación con el ciclo sísmico (Bedford *et al.,* 2019; Moreno *et al.,* 2018), al separar las señales locales que caracterizan efectos estacionales y locales.

La Figura 3.3.3 muestra un mapa de velocidades GNSS en la región alrededor de Valdivia, Chile. Las flechas en el mapa representan la velocidad y dirección del movimiento

de diferentes estaciones GNSS en la región, con las componentes norte-sur y este-oeste indicadas por las flechas rojas, y la componente vertical (alzamiento o subsidencia) indicada por las flechas azules. La longitud de las flechas corresponde a la magnitud del movimiento, con las escalas indicadas en la leyenda, donde 10 mm/año y 20 mm/año se utilizan como referencia. Los vectores apuntan hacia el noreste, lo que es consistente con el movimiento de la placa de Nazca hacia el sureste en relación con la placa Sudamericana. Este movimiento se asocia con el acoplamiento intersísmico en la zona de subducción, donde la placa de Nazca se desliza por debajo de la placa Sudamericana. La magnitud del movimiento varía entre las estaciones, siendo mayor cerca de la costa y disminuyendo hacia el interior, lo que es típico en regiones acopladas en una zona de subducción en el periodo intersísmico. Las variaciones en las velocidades horizontales son probablemente debidas a diferencias en el grado de acoplamiento, a lo largo de distintos segmentos de la corteza en el área de estudio. La deformación principalmente demuestra que la zona de Valdivia está acumulando energía para un próximo terremoto en el futuro.

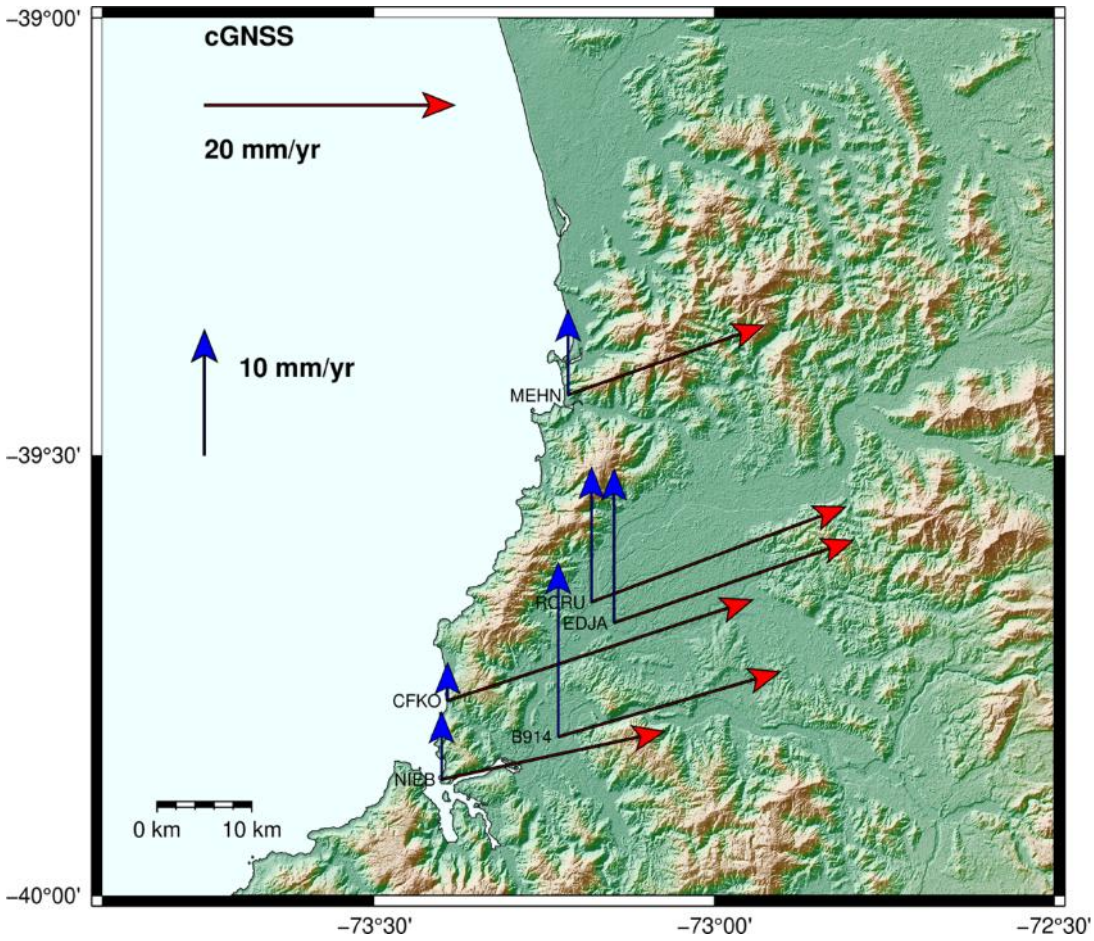


Figura 3.3.3. Velocidades horizontales (rojas) y verticales (azules) anuales en el área de estudio. Las estaciones GNSS mostradas son: MEHN en Mehuín, RCRU y EDJA en el sector de Santa María, B914 en Valdivia, CFKO en Calfuco y NIEB en Niebla, Región de Los Ríos.

En la Figura 3.3.3 los vectores azules indican el alzamiento (flechas hacia arriba) o la subsidencia (flechas hacia abajo) de la superficie terrestre. Estos patrones de movimientos verticales también se muestran en la Figura 3.3.4. Las mayores tasas de alzamiento se observan en las estaciones de Valdivia (B914) y Temuco (TMCO), con valores de 12.6 mm/año, seguidas de cerca por la estación del HRC (RCRU), con 10.7 mm/año

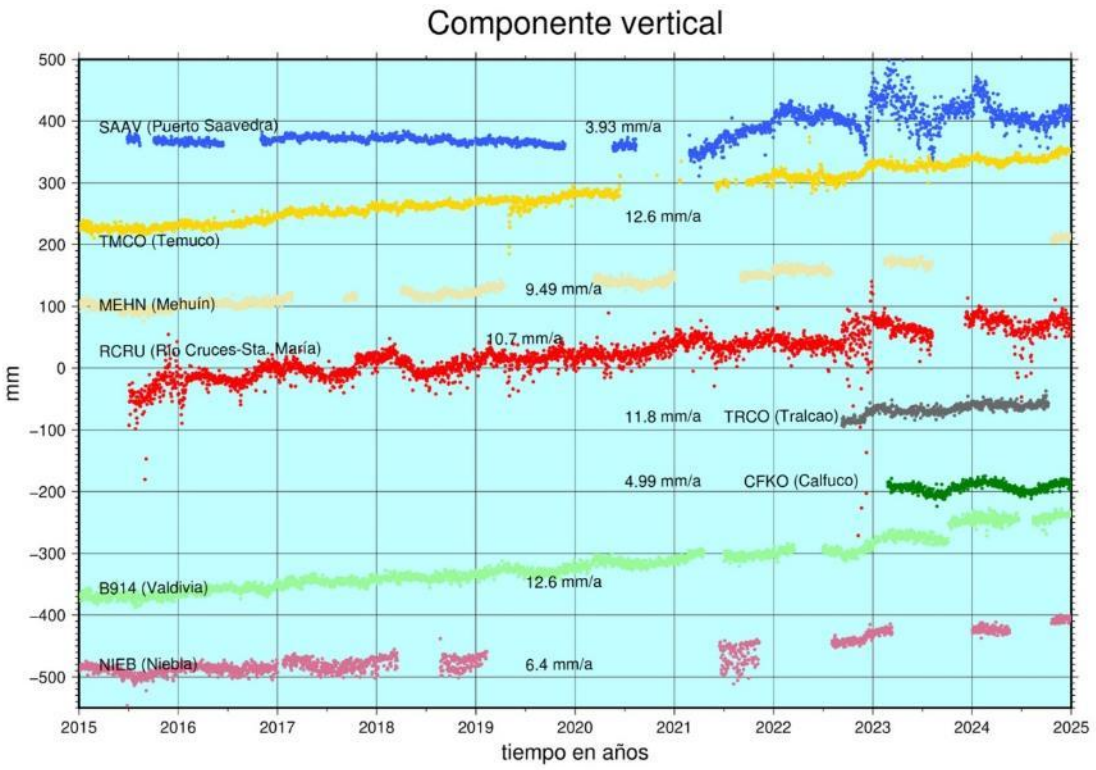


Figura 3.3.4. Comparación de las tendencias verticales regionales en la red de estaciones GNSS cercanas al área de estudio. Cada serie de tiempo, mostrada con diferentes colores, representa el desplazamiento vertical (en milímetros) de una estación GNSS específica a lo largo del tiempo, mientras que el eje horizontal muestra el tiempo en años. La Figura muestra que las estaciones B914 (Valdivia) y TMCO (Temuco) tienen la tasa de alzamiento más alta (12.6 mm/a). Se podría ajustar el texto a: Las mayores tasas de alzamiento se observan en las estaciones de Valdivia (B914) y Temuco (TMCO), con valores de 12.6 mm/año, seguidas de cerca por la estación del HRC (RCRU), con 10.7 mm/año.

Junto con las tendencias de alzamiento generalizado en la zona, se aprecian cambios oscilatorios estacionales, caracterizados por la subida y bajada de las estaciones (Fig. 3.3.5). Este tipo de variabilidad temporal ha sido documentado ampliamente en la literatura y se ha relacionado con los períodos de invierno y verano (*cf.* Ya-Ju *et al.,* 2020). Por ejemplo, la estación RCRU, aunque muestra un alzamiento constante desde 2015 hasta principios de 2025 con una velocidad de 10.4 mm/año, presenta una notoria

variabilidad cíclica, con desplazamientos estacionales de hasta aproximadamente 18 mm entre verano e invierno (Fig. 3.3.5).

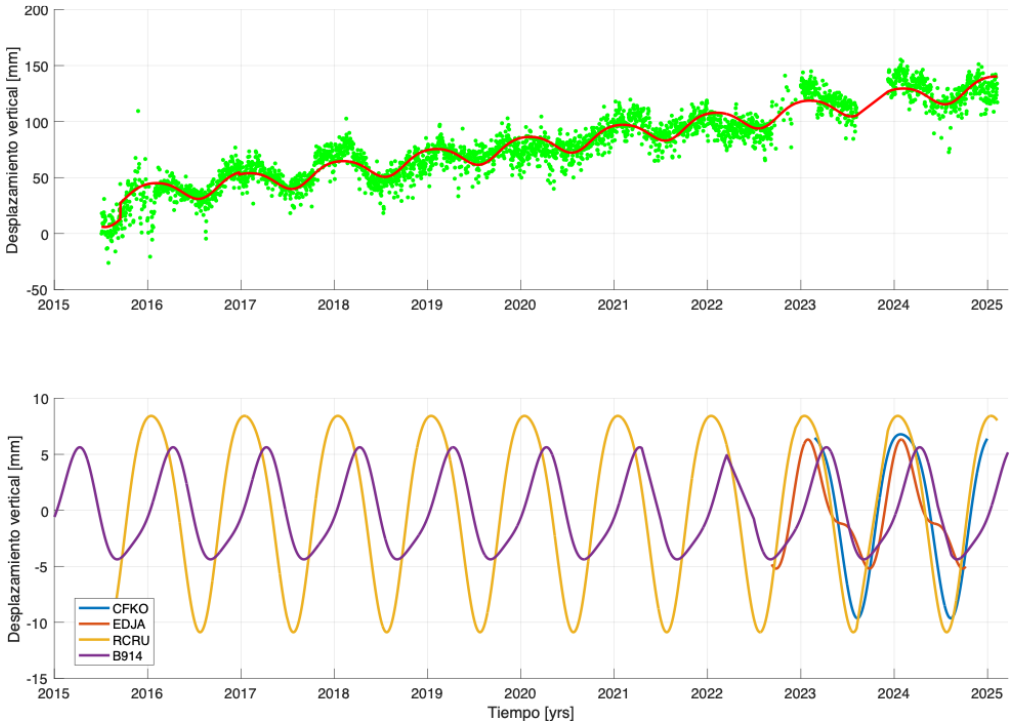


Figura 3.3.5. a) Serie de tiempo vertical de la estación RCRU. Los puntos verdes representan las mediciones individuales de desplazamiento vertical. La línea roja que atraviesa los puntos verdes es el modelo de trayectoria que ajusta los movimientos de la estación. Esta estación tiene una tendencia general de alzamiento a lo largo del tiempo, con variaciones superpuestas que reflejan oscilaciones estacionales. b) El gráfico ilustra los ciclos estacionales, en los que se alternan períodos de alzamiento y subsidencia a lo largo de los años, formando un patrón cíclico repetitivo en las estaciones GNSS. La magnitud mayor de los desplazamientos oscilatorios se observa en las estaciones cercanas en el HRC (RCRU, EDJA). La magnitud de esta variabilidad estacional es notable, con desplazamientos de hasta aproximadamente 18 mm entre el verano y el invierno. Este comportamiento es consistente con los efectos estacionales, posiblemente influenciado por factores como la variación en la carga de agua de los caudales de los ríos.

La Figura 3.3.5. muestra un patrón de alzamiento gradual, con un aumento de la magnitud del desplazamiento a lo largo de los años, acompañado de una oscilación cíclica que sugiere una variabilidad estacional en el desplazamiento vertical. Este patrón cíclico es consistente con los efectos estacionales, posiblemente influenciados por factores como la variación en la carga hídrica de los caudales de los ríos. Esto es coherente con lo

que se espera en estaciones GNSS que monitorean regiones donde los efectos estacionales (como las variaciones en la carga de agua o el cambio en la temperatura) pueden afectar temporalmente el desplazamiento vertical. El alzamiento acumulado de la estación RCRU es de aproximadamente 150 mm entre 2016 y principios de 2025.

Series de tiempo con datos DInSAR

El procesamiento de todas las imágenes del satélite Sentinel-1A evaluadas, permitió cuantificar los cambios del nivel de superficie a escala regional y local donde se ubica el HRC. Los resultados de desplazamiento están con respecto a la línea de vista al satélite (Line of Sight o LOS), que es principalmente en la dirección vertical. Los resultados de los cambios acumulados en estos nueve años muestran un alzamiento generalizado en la zona de Valdivia y el HRC (Fig. 3.3.8). Los resultados de LOS muestran una visión detallada de cómo los desplazamientos verticales varían en toda la región de estudio. Las áreas de colores naranja y rojo indican zonas de alzamiento, mientras que las áreas de colores fríos verde y azul indican zonas de subsidencia con respecto al cuadrado negro de la Figura 3.3.6. Mayor alzamiento se concentra en el HRC y Valdivia, disminuyendo hacia sus alrededores.

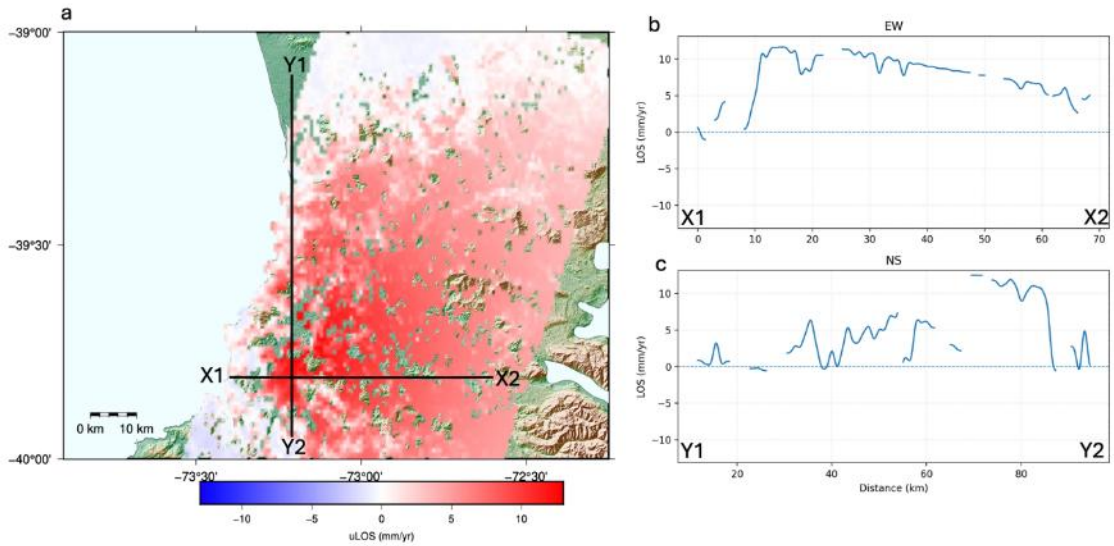


Figura 3.3.6. Mapa de velocidad de deformación InSAR y perfiles perpendiculares. (a) Mapa de velocidad en la línea de visión del satélite (LOS) en mm/año, superpuesto sobre un modelo de relieve sombreado de la zona de estudio. Los colores cálidos (rojos) indican asociado a alzamiento, mientras que los colores fríos (azules) indican subsidencia. Las líneas negras X1-X2 y Y1-Y2 marcan la ubicación de los perfiles Este-Oeste y Norte-Sur, respectivamente. (b) Perfil de velocidad LOS a lo largo del transecto Este-Oeste (X1-X2). El gráfico muestra que la velocidad es predominantemente positiva (alzamiento), alcanzando valores máximos de aproximadamente 10 mm/año en la zona central del perfil. (c) Perfil de velocidad LOS a lo largo del transecto Norte-Sur (Y1-Y2). Se observa la variación de la velocidad a lo largo de la costa, mostrando también un alzamiento generalizado que presenta fluctuaciones y aumenta en magnitud hacia el sur.

El perfil XY (Fig. 3.3.6) destaca cómo la velocidad LOS varía a lo largo de una sección específica de la región. Las fluctuaciones en la velocidad a lo largo del perfil muestran que el máximo alzamiento es en la zona de la ciudad de Valdivia y el HRC, alcanzando un máximo de ~10 mm/yr en la dirección de LOS. En la Figura 3.3.7 comparamos los resultados de DInSAR y GNSS. La combinación de los datos GNSS y LOS proporciona una visión integral de la dinámica tectónica en la región, mostrando cómo se relacionan las deformaciones horizontales y verticales medidas por GNSS con los movimientos detectados por DInSAR (Fig. 3.3.7).

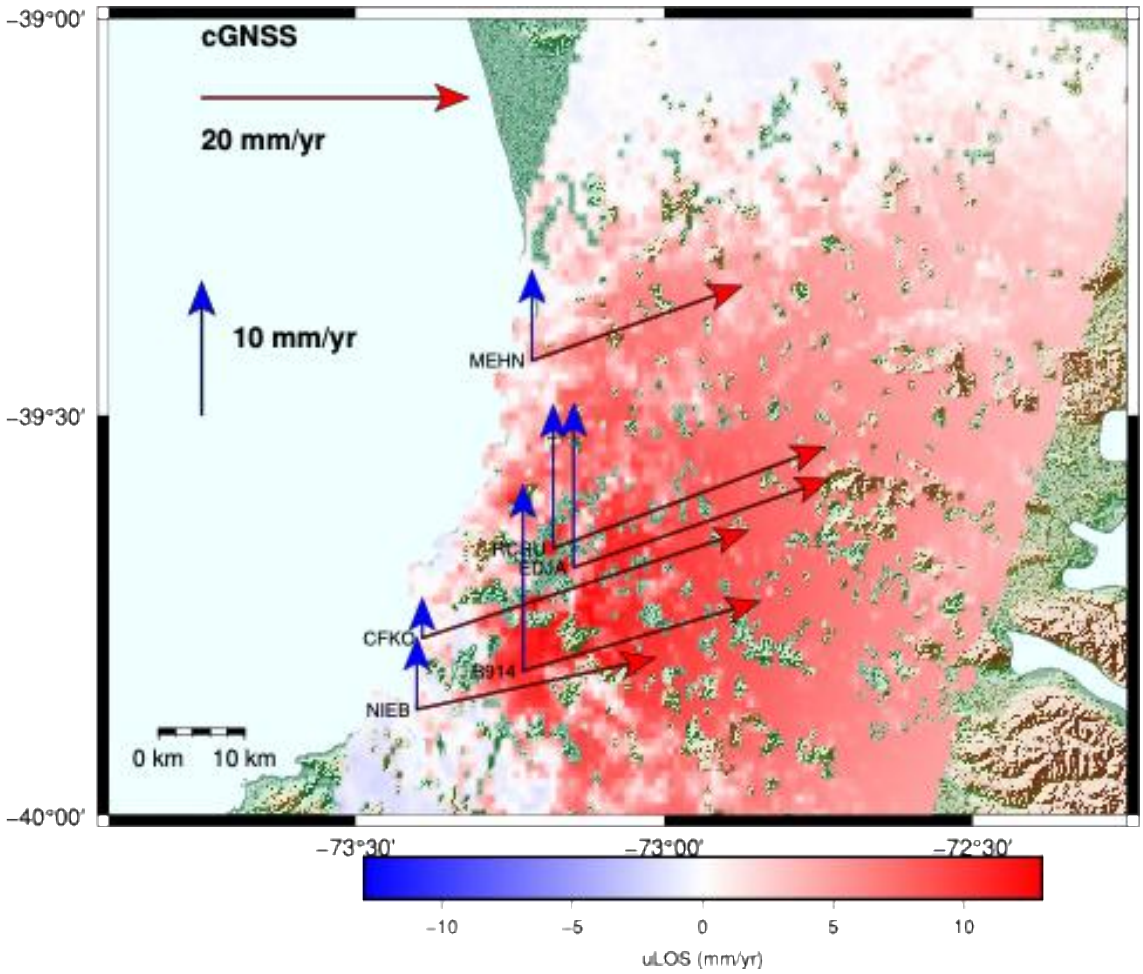


Figura 3.3.7. Mapa que combina velocidades GNSS horizontales y verticales con velocidades en la línea de visión (LOS) obtenidas mediante DInSAR en la región de Valdivia, Chile. Las flechas rojas indican el movimiento horizontal de las estaciones GNSS, mientras que las flechas azules muestran la componente vertical. El fondo de colores representa las velocidades LOS, donde el azul indica subsidencia y el rojo alzamiento. La escala de colores en la parte inferior del mapa muestra la velocidad LOS en mm/año. Esta Figura ilustra cómo se relacionan los movimientos tectónicos medidos por GNSS con las deformaciones detectadas por DInSAR en la región estudiada. Esta Figura muestra que el patrón de alzamiento sigue una forma elíptica o irregular, con su eje principal orientado aproximadamente en dirección NNE-SSW y centrado al oeste de Valdivia.

Los datos de DInSAR confirman la tendencia observada por las estaciones GNSS (Fig. 3.3.7 y 3.3.8) y proporcionan información crucial en áreas donde no hay monitoreo GNSS y, por lo tanto, amplían la cobertura espacial para evaluar la variabilidad continental. La integración de los vectores GNSS y las velocidades LOS revela patrones consistentes de alzamiento en la región de estudio. En particular, se observa un patrón claro de alzamiento en la región central del mapa (representado por los colores rojos),

que se correlaciona con las flechas de movimiento registradas por GNSS. Este comportamiento sugiere que se trata de una región tectónicamente activa, con un fuerte acoplamiento en la interfaz de subducción, y destaca la presencia de una anomalía de alzamiento significativa en la región de Valdivia y el HRC. El alzamiento se concentra principalmente en el oeste de las localidades de San José de la Mariquina y Valdivia, áreas cercanas al HRC (Fig. 3.3.8). Esto indica que la deformación vertical está relacionada no solo con la actividad tectónica en la zona de subducción, sino también con procesos geodinámicos locales que afectan a esta área específica y ampliando los datos obtenidos por GNSS.

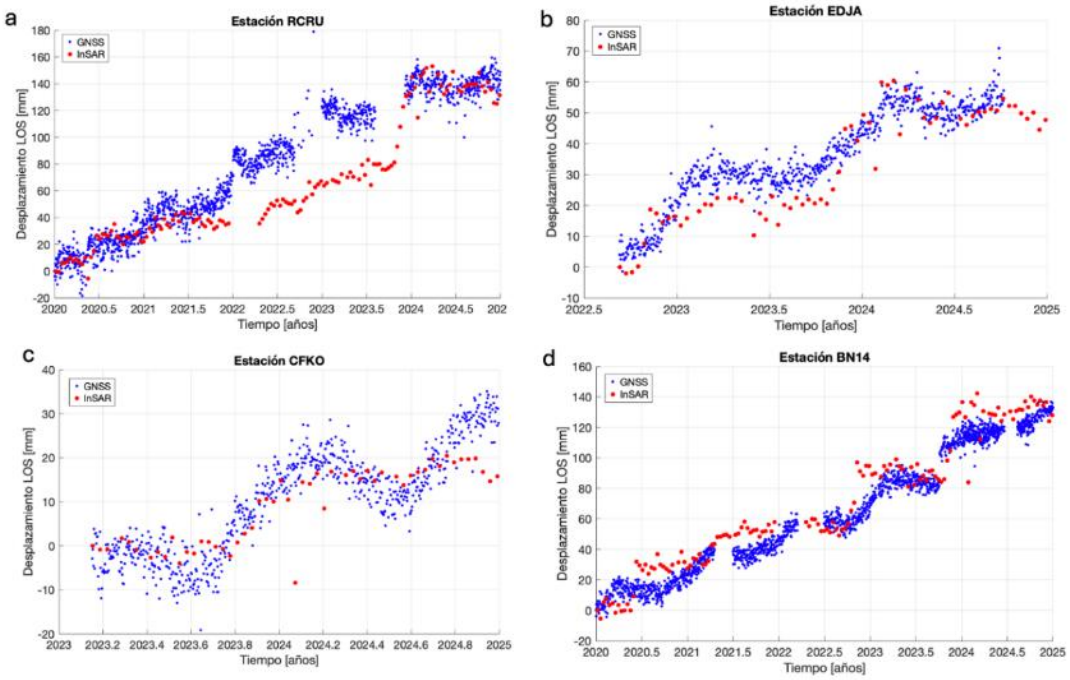


Figura 3.3.8. Comparación de series de tiempo de datos GNSS (azul) e InSAR (rojo) proyectados en la dirección de LOS para cuatro estaciones. Los paneles corresponden a: a) Estación RCRU, b) Estación EDJA, c) Estación CFKO, y d) Estación B914. Los gráficos muestran una buena concordancia general entre ambas técnicas, reflejando una clara tendencia de alzamiento. En B914, el desplazamiento LOS aumenta desde ~0 mm en 2020 hasta ~140 mm a inicios de 2025; en RCRU, de ~0 a ~160 mm en el mismo intervalo. Ambas series muestran alta concordancia GNSS–InSAR.

Las magnitudes de desplazamiento en la dirección LOS en la Figura 3.3.8 son similares entre las estaciones B914 y RCRU a lo largo del período de 2015 a 2023. En la estación B914, el desplazamiento vertical aumenta desde aproximadamente 0 mm en 2015 hasta cerca de 160 mm en 2023, según los datos GNSS, con las mediciones InSAR mostrando una tendencia similar, aunque con una ligera dispersión. La tasa de alzamiento en B914 es bastante constante durante todo el período, con incrementos regulares en el desplazamiento vertical. Las magnitudes de desplazamiento en la dirección LOS en la Figura 3.3.8 son similares entre las estaciones B914 (d) y RCRU (a). En la estación B914, el desplazamiento aumenta desde 0 mm en 2020 hasta alcanzar aproximadamente 140 mm a principios de 2025. Por otro lado, en la estación RCRU, el desplazamiento comienza en 0 mm en 2020 y alcanza aproximadamente 160 mm a principios de 2025. Ambas series muestran una excelente concordancia entre los datos GNSS (azul) e InSAR (rojo), aunque RCRU presenta una tasa de alzamiento continuo ligeramente mayor A lo largo del período, RCRU presenta una tendencia de alzamiento continuo, aunque con variaciones más pronunciadas en la magnitud del desplazamiento en comparación con B914. En resumen, las magnitudes de desplazamiento reflejan un alzamiento significativo en ambas estaciones, con una tasa ligeramente mayor en RCRU. La concordancia general entre GNSS e InSAR en las magnitudes observadas refuerza la utilidad de InSAR para monitorear desplazamientos, a pesar de la mayor dispersión en algunas mediciones.

Carga hidrológica

Con el fin de explorar eventuales relaciones entre alzamiento y variaciones estacionales de la deformación vertical de la corteza, se compararon las tasas de movimientos oscilatorios verticales en las estaciones GNSS en base a modelos de trayectoria (Bevis & Brown, 2014) con datos de caudal hídrico del río Cruces en la estación Rucaco, de la Dirección General de Aguas (MPO, Chile) (39°33´13´´S, 72°54´3´O). Esta estación se ubica a 27 km en línea recta, al noreste de la estación GPS RCRU.

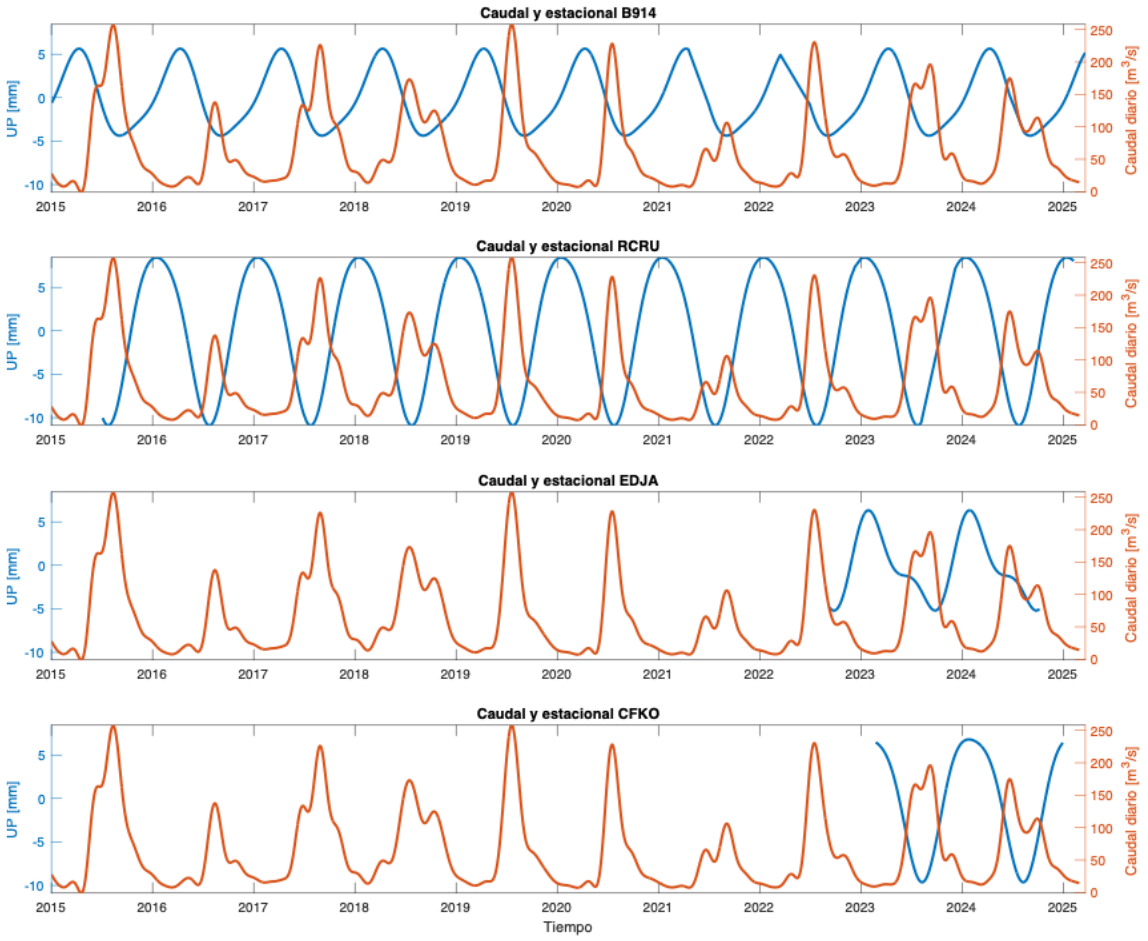


Figura 3.3.9. Comparación del desplazamiento vertical estacional y el caudal del río. Los gráficos muestran la relación entre el componente estacional del desplazamiento vertical (UP) de cuatro estaciones GNSS (línea azul, eje izquierdo en mm) y el caudal diario del río Cruces (línea naranja, eje derecho en m^3/s) entre 2015 y 2025. Los paneles corresponden a las estaciones B914, RCRU, EDJA y CFKO. Se observa una consistente relación inversa, donde los picos de caudal coinciden con períodos de subsidencia de la corteza, y los períodos de bajo caudal se correlacionan con alzamiento, evidenciando el efecto de la carga hidrológica.

Los datos de caudal fueron filtrados utilizando un filtro pasa bajo (técnica destinada a eliminar ruidos de alta frecuencia), el cual sirvió para remover la dispersión y ruido que poseen estos datos y así tener una mejor visibilidad de ellos. El caudal diario también muestra un patrón estacional, aunque con mayor variabilidad y amplitud a lo largo de los años. Los picos de caudal (máximos) y los mínimos coinciden en gran medida con los ciclos de desplazamiento vertical, lo que sugiere una relación entre el caudal de

agua en la región y las variaciones en el desplazamiento vertical. Existe una relación estacional entre el caudal diario y el desplazamiento vertical en la estación RCRU. En épocas de mayor caudal, que podrían corresponder a temporadas de mayor precipitación o deshielo, el desplazamiento vertical tiende a variar, posiblemente debido a la carga adicional de agua y a la respuesta de la corteza terrestre a estos cambios. Hay ciclos anuales en ambos datos, con los máximos y mínimos del caudal correlacionándose con los puntos de inflexión en el desplazamiento vertical, lo que podría indicar un acoplamiento entre procesos hidrológicos y tectónicos o geodinámicos en la región. Los resultados muestran una relación opuesta entre caudal y deformación estacionaria: ante el aumento de caudal (*i.e.*, mayor carga hídrica) la corteza reacciona bajando y *viceversa* (Fig. 3.3.9). Estos efectos tienen un retraso de un par de meses, dado que la corteza reacciona con un pequeño retraso a estos cambios. Se puede ver que este efecto de deformación cíclica en RCRU está relacionado al caudal, pero no el alzamiento constante observado en la zona de estudio (Fig. 3.3.7).

CONCLUSIONES

- Superpuesta a esta tendencia a largo plazo, se ha identificado una notable variación estacional vinculada directamente al caudal del río Cruces, donde la corteza terrestre sube y baja en respuesta a los cambios en la carga hidráulica.
- El monitoreo a largo plazo de estos fenómenos es crucial, ya que el alzamiento detectado podría estar relacionado con la acumulación de energía preparatoria. Asimismo, estos cambios en la superficie pueden afectar la hidrología y el equilibrio ecológico del humedal, poniendo en riesgo su biodiversidad.
- Las señales obtenidas a partir de los datos GNSS y DInSAR muestran un claro alzamiento de la superficie terrestre durante el período 2015-2025, no solo en el HRC, sino también en la costa de Valdivia y en la ciudad misma. Estos resultados han permitido determinar de manera precisa la forma y velocidad del alzamiento,

así como identificar las áreas más afectadas por este fenómeno prolongado en el tiempo.

- El alzamiento detectado es de carácter regional, alcanzando su máximo en la zona del HRC y Valdivia, con valores de aproximadamente 10 mm/año (1 cm/año). Específicamente, el alzamiento acumulado en la estación RCRU es de aproximadamente 150 mm entre 2015 y 2025, lo que evidencia una deformación vertical significativa en esta región. Si se extrapola esta tasa de alzamiento a varias décadas, se podría alcanzar un total de 50 cm en 50 años, destacando la magnitud considerable de este proceso.
- Se ha identificado una notable variación estacional en el alzamiento, vinculada al caudal del río Cruces. La existencia de este efecto estacional puede explicarse por la variabilidad en la carga hidráulica, que provoca que la corteza terrestre suba y baje en respuesta a los cambios estacionales del caudal hídrico y las precipitaciones. Esta hipótesis es respaldada por las tendencias observadas en la variabilidad del caudal hídrico y la altura del espejo de agua en el sector de Rucaco (parte superior del HRC), así como en las precipitaciones monitoreadas en Valdivia (ver Capítulo 3.1 de este Informe: Variables asociadas al cambio climático en la zona aledaña al HRC).

REFERENCIAS

Altamimi, Z.; Rebischung, P.; Métivier, L.; Collilieux, X. (2014). ITRF2014: A new release of the International Terrestrial Reference Frame modeling nonlinear stations motions, *Journal of Geophysical Research*. https://doi.org/10.1002/2016JB013098.

Báez-Soto, J. C., De Freitas, S. R. C., Drewes, H., Dalazoana, R., Luz, R. T. (2007). Deformation Control for The Chilean Part Of Sirgas 2000 Frame, In *Dynamic Planet*, Tregoning, P., Sanso, F., Rizos, C. (Eds.), Springer, Cairns, Australia, Chapter 95, pp. 660-664.

Baez, J.C.; Leyton, F.; Troncoso, C.; del-Campo, F.; Bevis, M.; Vigny, C.; Moreno, M.; Simons, M.; Kendrick, E.; Brooks, B.; Parra, H.; Blume, F. (2018). The Chilean GNSS

network: current status and progress towards early warning applications, *Seismological Research Letters (SRL)*. https://doi.org/10.1785/0220180011.

Bedford, J.; Moreno, M.; Deng, Z.; Oncken, O.; Schurr, B.; John, T.; Báez, J.C.; Bevis, M. (2019). Great Subduction Earthquakes preceded by several month-long, thousand-kilometer scale wobbling, *Nature*. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2212-1.

Berardino, P., Fornaro, G., Lanari, R., & Sansosti, E. (2002). A new algorithm for surface deformation monitoring based on small baseline differential SAR interferograms, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 40(11), pp. 2375-2383.

Dach, R., Hugentobler, U., Fridez, P., & Meindl, M. (Eds.) (2007). *Bernese GPS Software Version 5.0*, Astronomical Institute, University of Bern.

Lanari, R., Casu, F., Manzo, M., Zeni, G., Berardino, P., Manunta, M., & Pepe, A. (2007). An overview of the small baseline subset algorithm: A DInSAR technique for surface deformation analysis, *Deformation and Gravity Change: Indicators of Isostasy, Tectonics, Volcanism, and Climate Change*, pp. 637-661.

Li, S., Xu, W., & Li, Z. (2022). Review of the SBAS InSAR Time-series algorithms, applications, and challenges, *Geodesy and Geodynamics*, 13, pp. 114-126.

Orellana, F., Moreno, M., & Yáñez, G. (2022). High-Resolution Deformation Monitoring from DInSAR: Implications for Geohazards and Ground Stability in the Metropolitan Area of Santiago, Chile, *Remote Sensing*, 14, p. 6115.

Pereira, L. P., & Vieira, B. C. (2018). Modeling land subsidence using InSAR and GNSS in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 10, pp. 51-59.

Sandwell, D., Mellors, R., Tong, X., Wei, M., & Wessel, P. (2011). GMTSAR: An InSAR Processing System Based on Generic Mapping Tools, UC San Diego: Scripps Institution of Oceanography. Retrieved from https://escholarship.org/uc/item/8zq2c02m

3.4. AGUA SUPERFICIAL

ANTECEDENTES

La cuenca del río Cruces drena una superficie de alrededor de 3.223 km^2. El río nace en la precordillera al sur de la provincia de Cautín, en la vertiente occidental de los cerros situados entre los lagos Villarrica y Calafquén y drena la depresión de San José, en la parte norte de Valdivia, avanzando de NE al SW. El río Cruces cruza los poblados de Loncoche, Lanco y San José de la Mariquina; su longitud total alcanza los 125 km, a la vez que su ancho varía en su parte terminal entre 75 m y 3,5 km. En promedio, la profundidad del cauce varía entre cuatro y ocho metros situándose las mayores profundidades en el sector sur, en cuya porción distal la profundidad puede alcanzar hasta los 12 metros de profundidad. En los fondos someros o bañados cercanos a las riberas, las profundadas son en general inferiores a 1,5 metros. Por otra parte, el nivel de las aguas varía diariamente por efecto de mareas y estacionalmente por variabilidad del caudal hídrico, debido a la variabilidad pluviométrica anual.

Al eje central de los ríos Cruces y Chorocamayo y antes de que las aguas mezcladas de ambos desemboquen en el río Valdivia (vía el canal mareal Cau Cau), confluyen ríos tributarios como el San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este (Fig. 3.4.1). A este conjunto de cauces hídricos - todos con variabilidad mareal - se le ha denominado para efectos de este programa de monitoreo, humedal del río Cruces y sus ríos tributarios o HRC. Las aguas del HRC, están bajo la influencia de diferentes actividades antrópicas que pueden afectar la calidad de las mismas a través de descargas puntuales o difusas. En este contexto, el agua del humedal en su conjunto representa una condición transientes de elementos y compuestos químicos, tanto de origen natural como antrópico, los cuales al estar en altas concentraciones pueden afectar a la biota acuática, incluyendo plantas y animales.

Para establecer el estado actual de la calidad del agua del HRC, se han realizado monitoreos periódicos de la variabilidad espacio-temporal de diferentes parámetros físico químicos, desde el año 2014. En este Capítulo, se evalúa la eventual variabilidad inter anual e inter-espacial de tales parámetros al año 2024.

OBJETIVOS

Caracterizar - durante el año 2024 la calidad del agua superficial del HRC, en base a los siguientes parámetros físico-químicos:

- Temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia.
- Concentraciones de Nutrientes, incluyendo Nitritos, Nitratos Amonio, Nitrógeno total, Fosfato y Fósforo total.
- Concentraciones de metales pesados, incluyendo Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disuelto, Hierro y Aluminio particulado.
- Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX).

METODOLOGIAS

Los muestreos químicos de agua superficial se realizaron durante el mes de abril y julio (condiciones de menor y mayor caudal hídrico, respectivamente) del año 2024 y en las estaciones 1 (Ciruelos) a 7 (Cayumapu A) (Fig. 3.5.1) (*i.e.*, las mismas seleccionadas para el monitoreo de calidad de sedimento del HRC).

Los datos recolectados durante abril y julio del año 2024 fueron comparados con datos recolectados durante los mismos meses, del año 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC) y del período 2015 - 2023 (Programa de Monitoreo Ambiental del

HRC). En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas, en que se realizaron los muestreos para los objetivos de este estudio. A su vez, mensualmente (enero a diciembre 2024) se realizaron muestreos de agua superficial para evaluar los parámetros físicos, anteriormente descritos y por último durante el periodo estival (enero a abril 2024) y primaveral (agosto a diciembre 2024) se tomaron muestras de agua para evaluar las concentraciones de nutrientes del agua superficial de estas estaciones.

Durante el año 2024, se agregó la estación 8 o Cayumapu B; esta se ubica frente a la ribera donde, aparentemente descarga el efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Villa Cayumapu (PTAS), ubicada al interior del río homónimo (Fig. 3.5.1). Los motivos de tal inclusión, dicen relación con el interés de evaluar las características del agua y sedimentos de esta zona del humedal, en el contexto del Estudio "MORTANDAD DE CARPAS, TEMPERATURAS Y CONTENIDOS DE OXIGENO EN EL AGUA DEL HUMEDAL DEL RIO CRUCES Y SUS RIOS TRIBUTARIOS: VERANO 2024 (Informe Final entregado a Arauco en noviembre 2024). Lo anterior da cuenta de lo adaptativo que es el programa de monitoreo ambiental del HRC, ya que los datos obtenidos en la estación 8 o Cayumapu B, complementan la base de datos obtenidos en las estuaciones 1 a 7 y por lo tanto son útiles para evaluar las características de un fenómeno no estudiado con anterioridad.

Estaciones y periodicidad de muestreos

Durante el año 2024 los muestreos de agua fueron realizados en las siguientes ocho estaciones (ver Fig. 3.4.1):

Estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco): ubicadas aguas arriba del límite norte del Santuario de la Naturaleza río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Carlos Anwandter. Estaciones ubicadas en sector límnico del río Cruces; es decir, la parte del río que no es afectada por mareas.

Estaciones 3 (San Luis), 4 (Santa Clara) y 5 (Punucapa): ubicadas en el eje central del río Cruces, parte del humedal afectada por mareas.

Estaciones 6 (río Pichoy), 7 (río Cayumapu A) y 8 (río Cayumapu B, estación anexada durante el mes de abril 2024. En esta estación fueron monitoreados todos los parámetros físico-químicos, solo durante la campaña de abril 2024, posterior, solo fueron evaluados los parámetros físicos del agua superficial): ríos tributarios del HRC; es decir, ríos que confluyen en el eje central del humedal. Ríos tributarios afectados por mareas.

Las siguientes han sido las periodicidades de muestreo:

i) **Periodicidad mensual:** desde abril 2014 a diciembre 2024, para temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia. Para cada uno de estos parámetros, se realizaron mediciones replicadas (n=3).

ii) **Periodicidad estacional correspondiente a las temporadas de menor y mayor caudal hídrico** (abril y julio, respectivamente) para metales pesados disueltos (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulados (Hierro y Aluminio), Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX. En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas en que se realizaron los muestreos estacionales.

Los datos de los meses correspondientes al año 2014 fueron generados durante la ejecución del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, mientras que los correspondientes a los años 2015 a 2024 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad temporal.

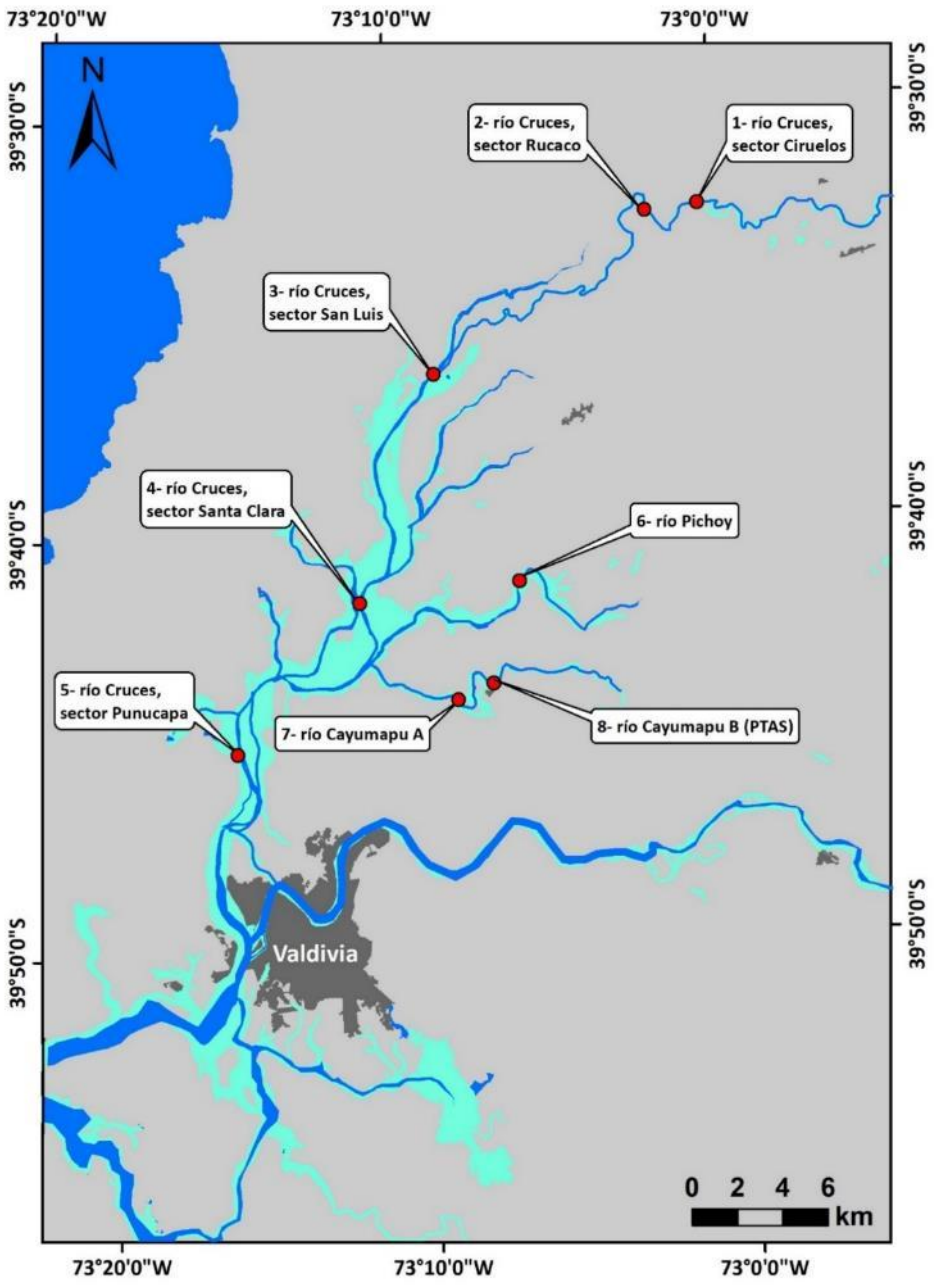


Figura 3.4.1. Ubicación espacial de las estaciones de muestreo (1 a 8), seleccionadas para análisis de calidad del agua superficial del área de estudio.

Mediciones *in situ*, obtención de muestras y análisis de laboratorio

Las mediciones *in situ,* metodologías de obtención de muestras y análisis de laboratorio utilizado para los estudios de calidad del agua superficial y columna de agua (transparencia) fueron:

- Uso de sonda multiparamétrica para mediciones *in situ* de temperatura (°C), pH (unidades de pH), conductividad (µS/cm), sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L) y concentración y saturación (%) de oxigeno (mg/L y %, respectivamente).
- Recolección de muestras de agua en botellas plásticas para análisis vía método gravimétrico (Unidad: mg/L) de sólidos suspendidos totales o particulados (SST).
- Uso de Disco Secchi (Unidad: m) para medición de la transparencia del agua.
- Recolección de agua superficial (*ca.,* 20 cm de profundidad) con frascos limpios Nalgene®, adosados al extremo de una vara de PVC. Esto con el objetivo de que las características químicas de las muestras de agua destinadas a análisis de laboratorio, no se vieran afectadas por la cercanía de la embarcación de muestreo.
- Separación de la fracción disuelta de la particulada, mediante filtración de las muestras de agua con una membrana de 0,45 µm de tamaño de poro y cuantificación de metales pesados mediante espectroscopia de masa de plasma inductivamente acoplado (ICP-MS). (Unidades: metales disueltos: µg/L y metales particulados: µg/g).
- Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/L).
- Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/L).
- Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación microcoulombimétrica con adsorción en carbono activado (Unidad: mg/L).

Análisis de datos

Los análisis de los datos obtenidos para las variables estudiadas, incluyen la:

i) Confección de diagramas de caja y bigotes ("box and whisker plots" en inglés, para resumir la gran cantidad de datos (2014 - 2024) obtenidos de las variables estudiadas, en una visión general y previa a la realización de análisis estadísticos.

ii) **Análisis estadísticos univariados,** para datos recolectados durante abril y julio del período 2014 - 2024, incluyendo temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia; metales pesados disueltos (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulados (Hierro y Aluminio), Ácidos grasos y AOX. Para nutrientes (Nitritos, Nitratos, Amonio, Nitrógeno total, Fosfatos y Fosforo total) se analizaron dos periodos: 2014-2019 y verano 2023 *vs* verano-primavera 2024. Con la excepción de los parámetros físicos del agua superficial, se realizaron análisis comparativos en base a 2 tratamientos:

a) Aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores (sector límnico, sector estuarial y ríos tributarios).

b) Aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores (Ciruelos, Rucaco, San Luis; Santa Clara, Punucapa, Pichoy y Cayumapu A).

iii) **Análisis estadísticos multivariados**, para datos recolectados durante abril y julio del período 2014 - 2024, incluyendo temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST), transparencia, metales pesados disueltos (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulados (Hierro y Aluminio), Ácidos grasos y AOX.

Análisis estadístico univariado

Se aplicó Análisis de Varianza (ANDEVA), para evaluar la existencia o no de diferencias significativas entre los factores principales de interés (ver Sokal & Rohlf, 1994): en este caso estaciones del área de estudio y temporadas de muestreo (meses de abril y julio), todos considerados como factores fijos.

Como primera regla de decisión, se consideró aplicar el ANDEVA sobre los datos sin transformar, evaluando los supuestos de normalidad en forma visual y mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual está basada en la función de distribución acumulativa empírica (FDCE) de la variable y cuyo gráfico de probabilidades esperadas *versus* observadas permite inspeccionar visualmente la distribución de la variable. Este análisis fue realizado sobre los residuos del modelo ANDEVA de cada variable analizada.

Por otra parte, el supuesto de homogeneidad de varianzas u homocedasticidad fue evaluado usando las Pruebas de Bartlett y de Levene. La primera aplica cuando los datos provienen de distribución normal, pero no es muy robusta a fuertes desviaciones de la normalidad. La Prueba de Levene aplica cuando la variable proviene de una distribución continúa, pero no necesariamente normal, dado que la misma considera la distancia de la observación a la mediana en lugar de la media (esto la hace más robusta en análisis de muestras pequeñas). Cuando no se cumplieron estos supuestos se aplicó la prueba de Kruskall-Wallis para comparar entre niveles de los factores principales (estaciones y campañas de muestreo). Esta prueba es la versión no paramétrica del ANDEVA y se basa en la comparación de las medianas entre dos o más niveles de un factor y tiene la debilidad que es afectada por la presencia de datos extremos (“outliers”) en las muestras. Esta prueba se basa en los siguientes supuestos:

i) las muestras a comparar son independientes y tomadas aleatoriamente desde una muestra con distribución continua.

ii) las distribuciones de las muestras a comparar son de la misma forma.

Como regla de decisión general, y dado que para efectos comparativos el ANDEVA es más robusto ante desviaciones de la normalidad y homocedasticidad teniendo mayor poder o baja probabilidad de cometer error de Tipo II (cuando no se rechaza una hipótesis nula siendo esta falsa) que cualquier otra prueba no paramétrica, en este informe se describen principalmente los resultados de ANDEVA. En aquellos casos en que no se cumple alguno de los supuestos, se presentan también los resultados para la prueba de Kruskall-Wallis.

Luego de la aplicación del ANDEVA y en aquellos casos en que los factores evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó la prueba *a posteriori* de Tukey para determinar qué estación es responsable de generar las diferencias entre niveles de cada factor.

La prueba de Tukey permite comparar entre todas las medias de los niveles de un factor dado que el uso repetido de cada nivel comparado con el resto de niveles del factor, aumenta la probabilidad de cometer error de Tipo I (cuando no se acepta una hipótesis nula siendo ésta verdadera), la prueba de Tukey al no ser tan conservadora, el valor de significancia de todas las comparaciones (tasa de error familiar) fue fijado en 0,05. Los resultados de las pruebas de Tukey se resumieron estableciendo relaciones de igualdad *versus* desigualdad entre niveles de cada factor.

Análisis estadístico multivariado

Se analizó la multivarianza de los datos recolectados estacionalmente (abril y julio) en siete estaciones de muestreo (Fig. 4.3.1), entre los años 2014 y 2024. La técnica de análisis multivariado seleccionada, correspondió al Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual permite reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos de variables múltiples y retener la mayor proporción de la variación presente en el conjunto de datos. Se genera así un nuevo set de variables, denominadas componentes principales (Jolliffe,

2002), los que son una combinación lineal de las variables originales, además de ortogonales o independientes entre sí (no correlacionados). Una de las principales ventajas del ACP, es que entrega una medida de la varianza que explica cada una de las componentes multivariadas (valores propios), además del grado de correlación o covarianza que existe entre cada una de las variables de entrada y la componente multivariada resultante (Cayuela, 2011).

Para evaluar la eventual existencia de diferencias estadísticamente significativas entre años, estaciones de muestreo y temporadas (bajo caudal hídrico = abril, alto caudal hídrico = julio), se utilizó Análisis de Varianza Permutacional Multivariado (PERMANOVA). Esta técnica permite probar la respuesta simultánea de una o más variables, a uno o más factores en un diseño experimental ANOVA sobre la base de cualquier medida de distancia, utilizando métodos de permutación (Anderson, 2001). Para el rechazo de la hipótesis nula se empleó un alfa (valor-p) de 0,01 para un total de 9999 permutaciones.

La existencia de eventuales tendencias en la concentración de los parámetros analizados fue evaluada mediante la prueba de tendencia neta de Mann & Kendall (Mann 1945, Kendall 1975), cuyo propósito es determinar estadísticamente la existencia de una tendencia monotónica (no necesariamente lineal), ascendente o descendente de las variables de interés a lo largo del tiempo. En atención a los objetivos del monitoreo del HRC, se busca identificar aquellos parámetros que muestran tendencias ascendentes estadísticamente significativas.

Los análisis estadísticos fueron efectuados en R versión 4.0.3 (R Core Team, 2020), utilizando las librerías “vegan” (Oksanen *et al*., 2019) y “ggbiplot” (Vu, 2011).

RESULTADOS

3.4.1 VARIABILIDAD MENSUAL (temperatura, pH, conductividad, SDT, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y transparencia)

Las Figuras 3.4.2 a la 3.4.9 y Tablas 1 a 4 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacial durante los periodos de bajo y alto caudal hídrico (abril y julio 2014-2024) y temporal (abril de 2014 a diciembre de 2024), de la temperatura, pH, conductividad y SDT.

Temperatura

En términos generales, la variabilidad espacial de la temperatura fue bastante homogénea entre estaciones: *i.e.*, la ocurrencia general de valores más altos fue registrada durante los períodos estivales o bajo caudal hídrico (valores > 20 °C) y los valores más bajos durante las estaciones de otoño e invierno o alto caudal hídrico (valores < 10 °C) (Fig. 3.4.2 y 3.4.3).

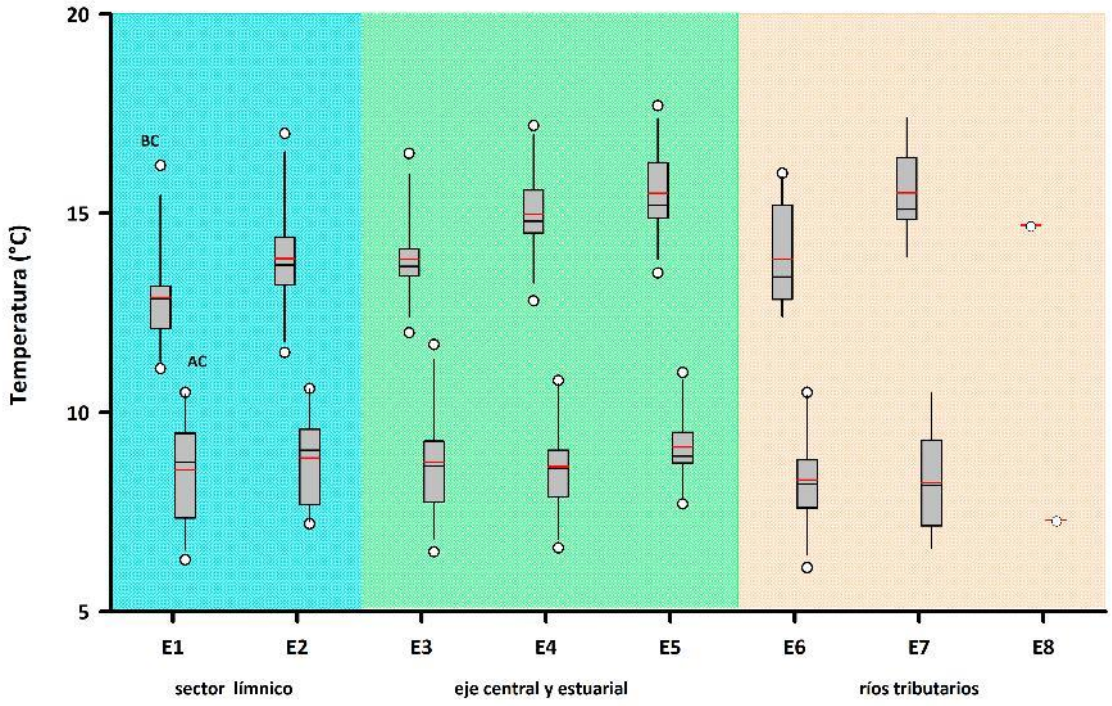


Figura 3.4.2. Comparación de la variabilidad espacial de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

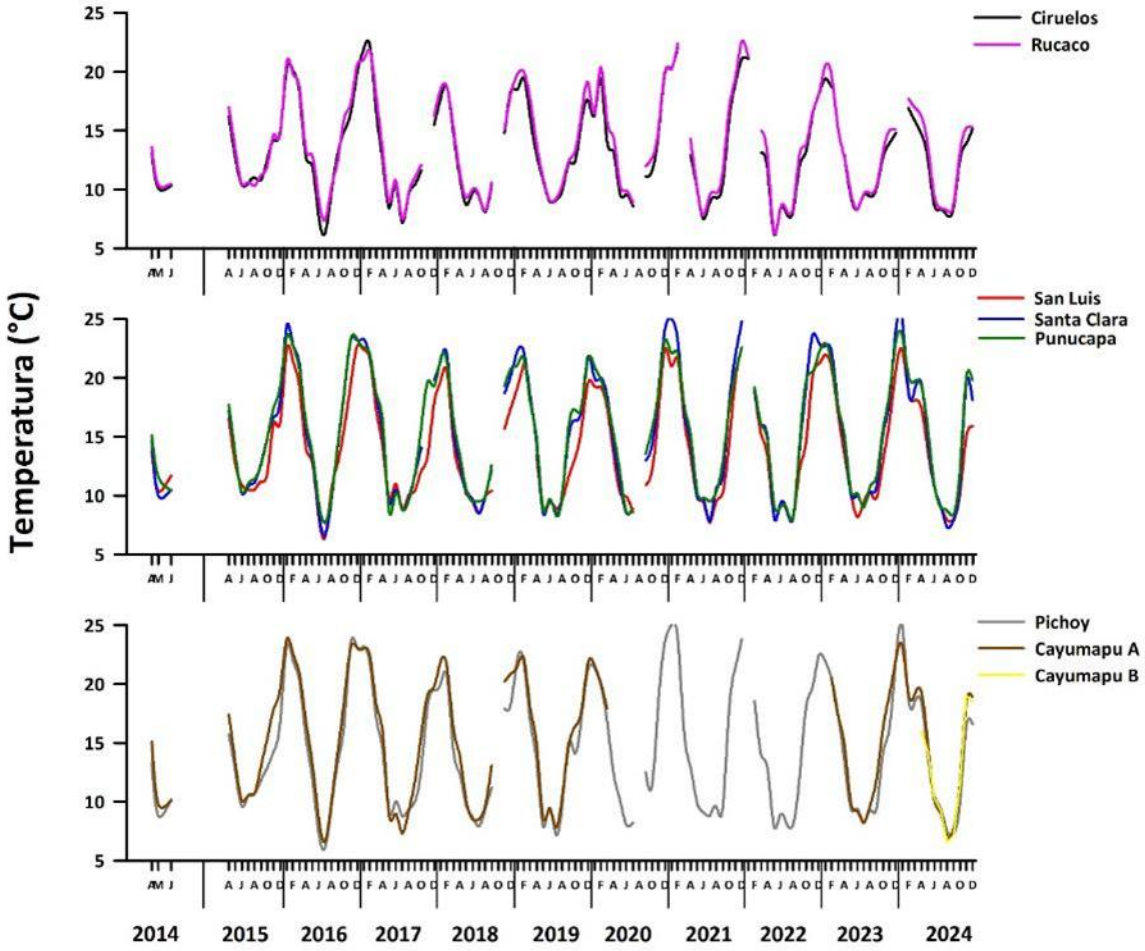


Figura 3.4.3. Comparación de la variabilidad inter anual de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

pH

Los valores registrados durante el período 2014 - 2024 no presentan patrones definidos en cuanto a comportamiento espacio-temporal; En términos espaciales, la estación Cayumapu B presentó consistentemente los valores de pH más bajos en ambas temporadas. (Fig. 3.4.4).

En general, los valores más altos (*circa* 9) ocurrieron en el sector límnico durante los años 2016 y 2018 y los más bajos durante el mes de junio 2024, en todas las estaciones

(rangos de 5,5 - 6,6, en Cayumapu B y Rucaco, respectivamente), esto es coincidente con eventos de lluvias prolongados en el área (Fig. 3.4.5). Durante el año 2016 se registró un valor atípico (*circa* 11) en el río Pichoy, probablemente atribuido por descalibración del sensor de pH de la sonda multiparamétrica (Fig. 3.4.5).

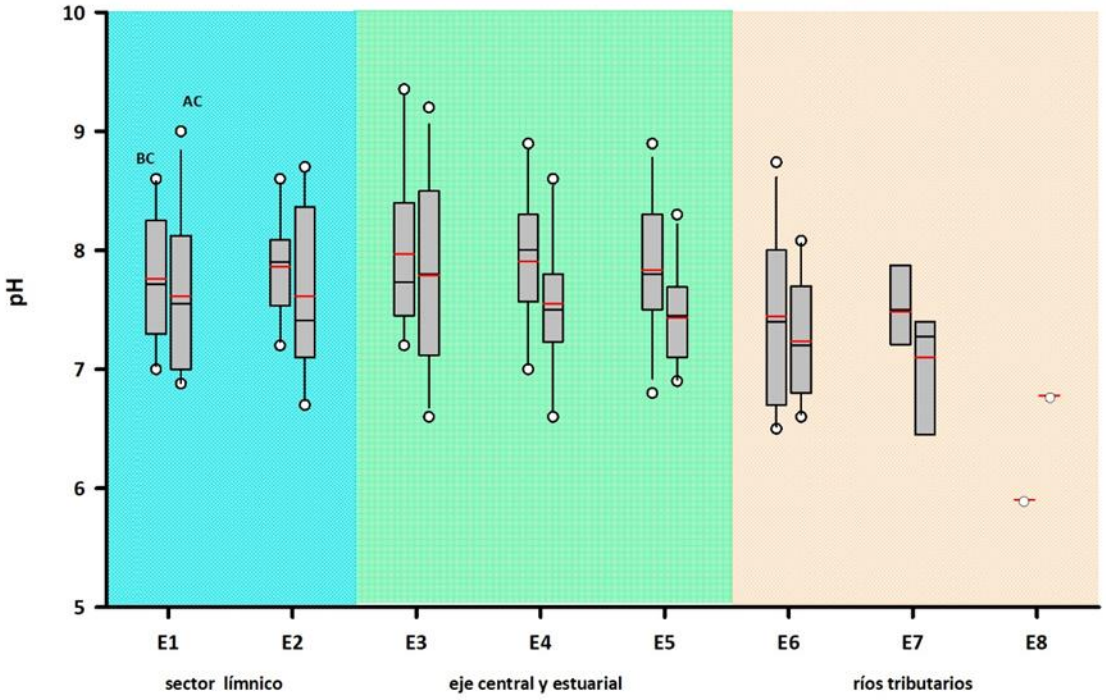


Figura 3.4.4. Comparación de la variabilidad espacial del pH en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

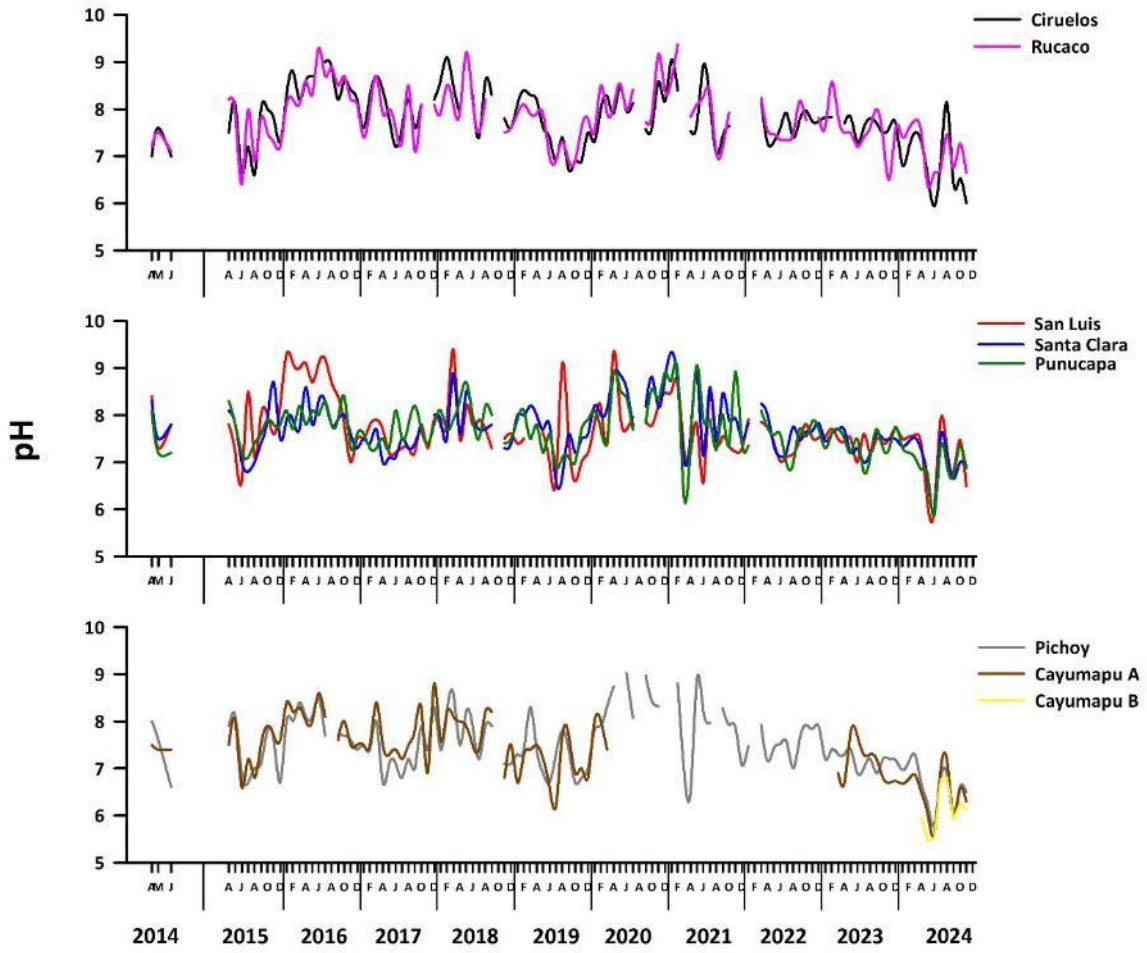


Figura 3.4.5. Comparación de la variabilidad inter anual de pH en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Conductividad

Espacialmente, la conductividad del agua superficial mostró valores más altos y mayor variabilidad en las estaciones agrupadas en el eje central del HRC (*i.e.*, Santa Clara y Punucapa), con magnitudes superiores registradas entre enero y abril (hasta *circa* 1000-5000 µS/cm) (Fig. 3.4.6 y 3.4.7). Estos meses corresponden a los periodos de menor caudal hídrico y, por ende, menor dilución de solutos dentro del HRC, particularmente en el sector del eje central del río Cruces, como la estación Punucapa, donde se observaron los valores más elevados de conductividad (Figs. 3.4.6 y 3.4.7). A lo anterior, esta

tendencia, aunque con magnitudes más bajas, también fue registrada en Santa Clara, el río tributario Cayumapu (estaciones A y B) y desde el año 2021, en el río Pichoy (Fig. 3.4.7).

La variabilidad de la conductividad del agua en las estaciones de Ciruelos y Rucaco (sector límnico del área de estudio), mostró tendencias temporales similares, caracterizadas por una escasa variabilidad en magnitud. No obstante, Los valores registrados en la estación Rucaco fueron consistentemente superiores en comparación con los de la estación Ciruelos (particularmente en abril, con conductividades aproximadamente cuatro veces más altas) (Figs. 3.4.6 y 3.4.7). Esta tendencia se ha mantenido desde el inicio del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014) hasta la fecha (Tabla 3 de ANEXO 2).

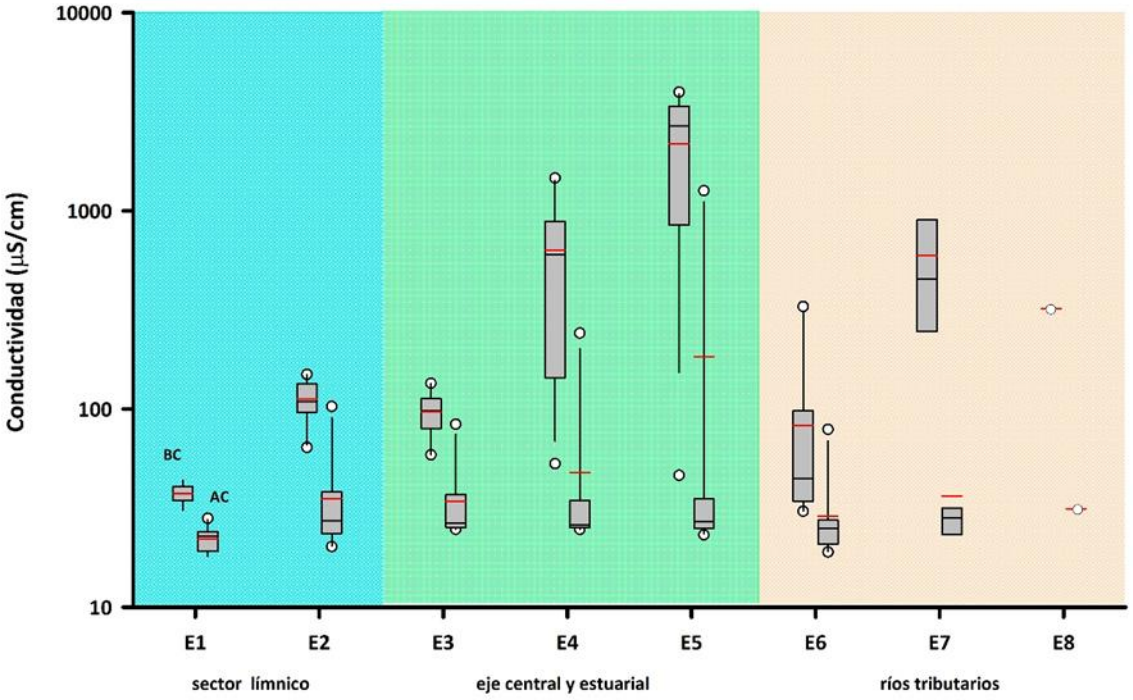


Figura 3.4.6. Comparación de la variabilidad espacial de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

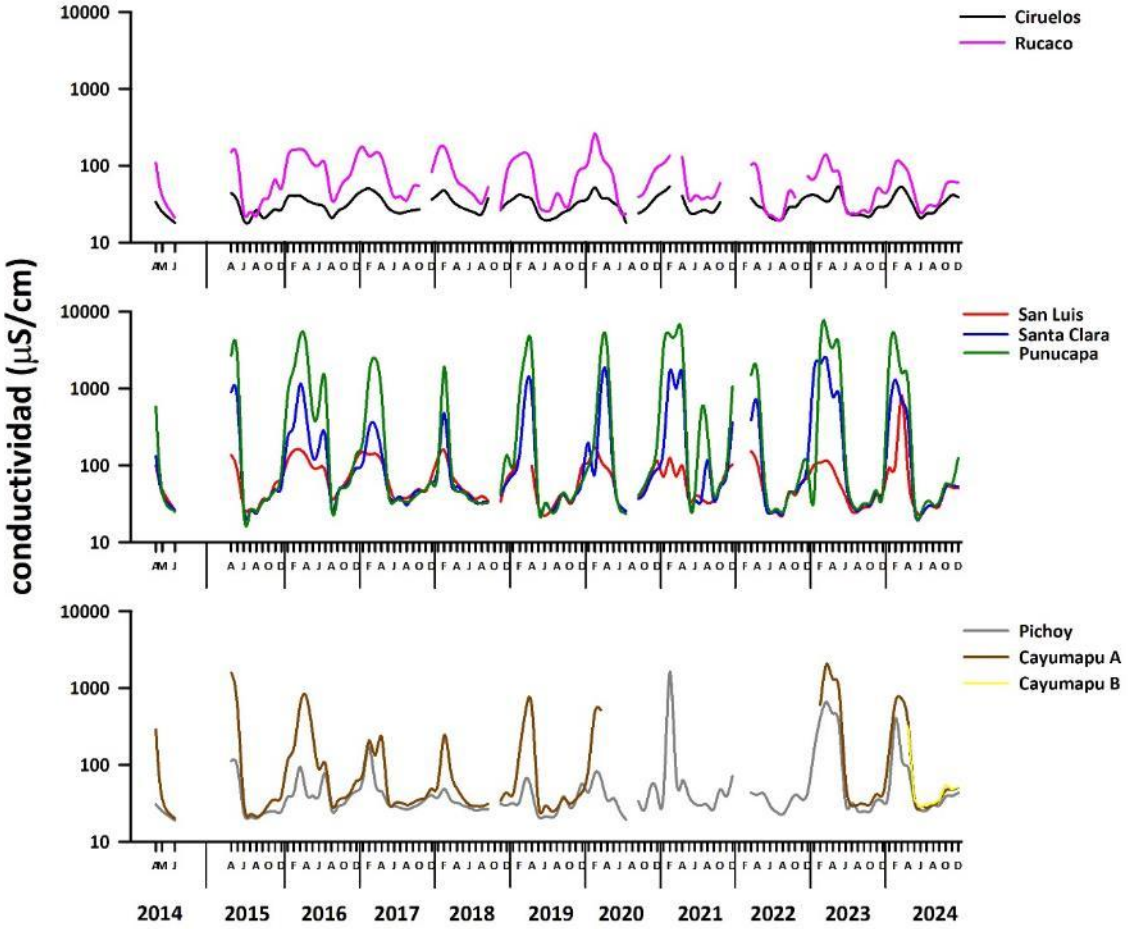


Figura 3.4.7. Comparación de la variabilidad inter anual de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

SDT

Los registros de la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de SDT, mostraron una tendencia similar a las observaciones de la conductividad del agua superficial (*cf.*, Fig. 3.4.7). Los valores más altos se registraron durante los meses de verano e inicios del otoño, coincidiendo con el periodo de bajo caudal hídrico (hasta *circa* 1000-3000 mg/L), particularmente en las estaciones Punucapa y Santa Clara, ubicadas en el sector estuarial del HRC y próximas a la confluencia del río Cruces con el río Valdivia

(Fig. 3.4.8 y Fig. 3.4.9). Esta tendencia se observó durante el año 2024 en todas las estaciones.

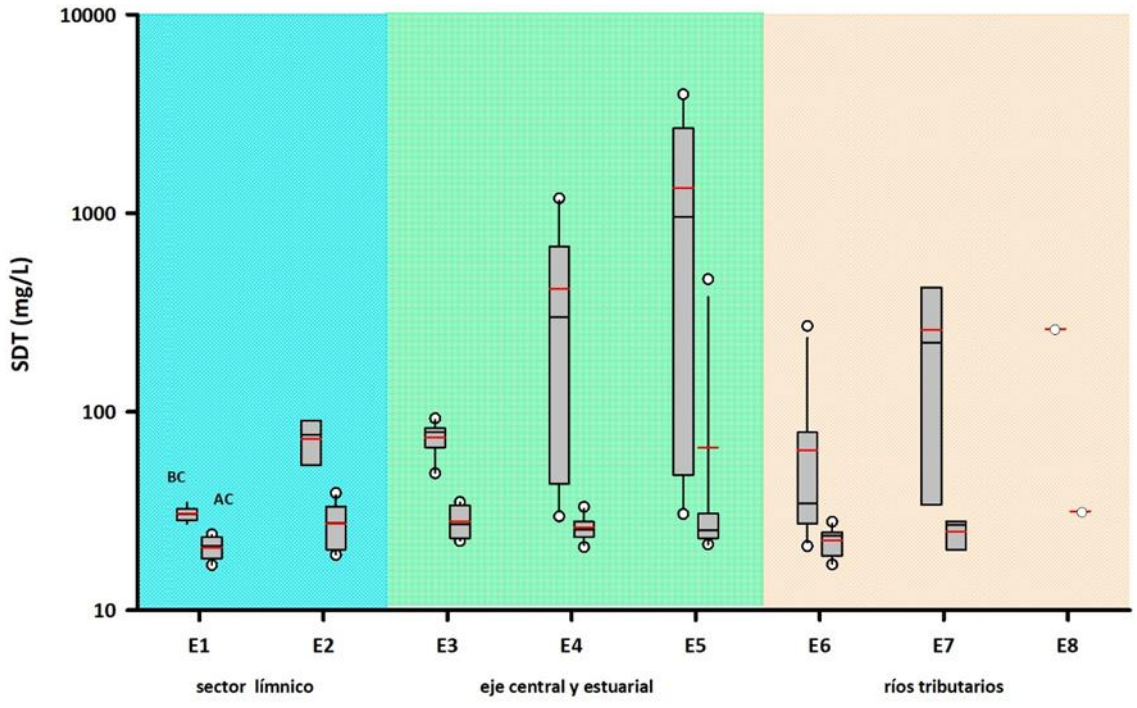


Figura 3.4.8. Comparación de la variabilidad espacial de los SDT (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

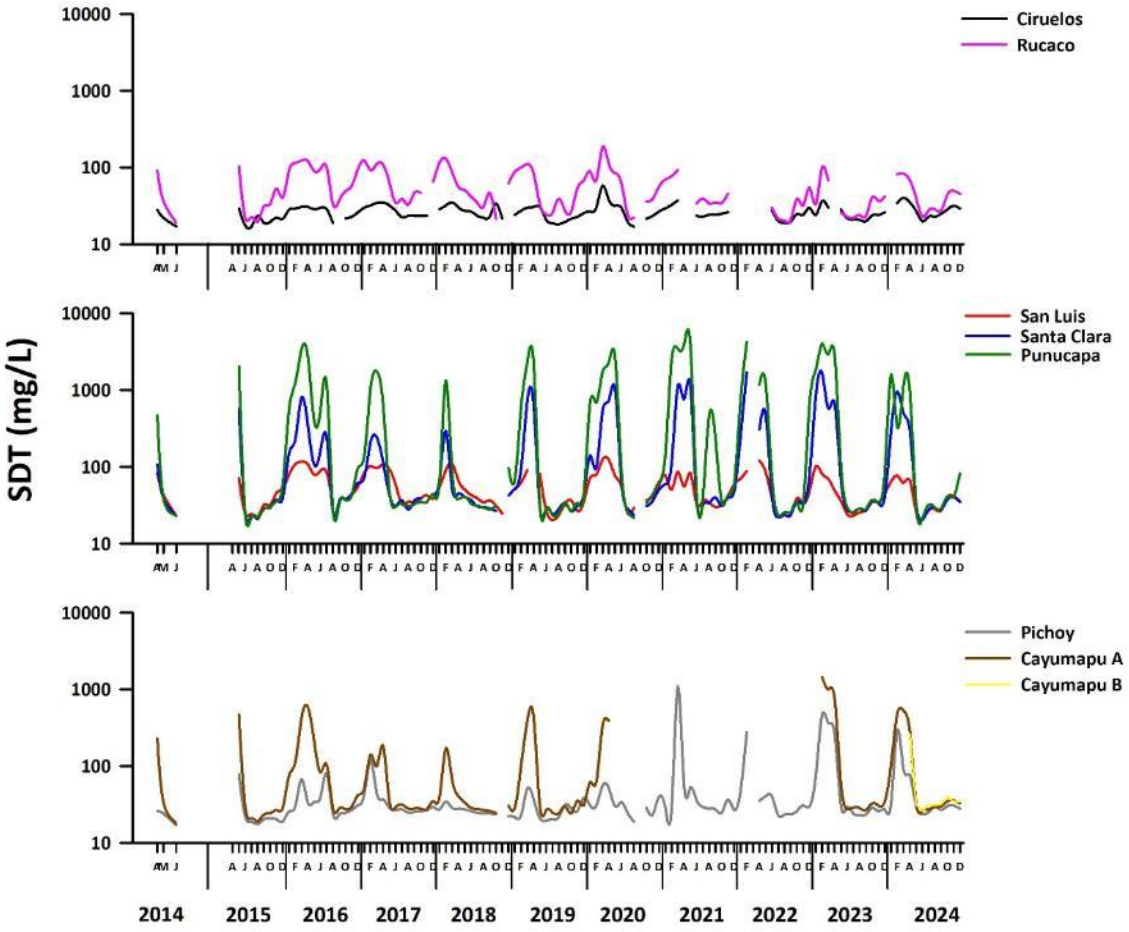


Figura 3.4.9. Comparación de la variabilidad inter anual de los SDT (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Oxígeno disuelto y saturación de oxígeno

Las Figuras 3.4.10 a la 3.4.13 y Tablas 5 a 6 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacial e inter anual de la concentración y porcentaje de saturación de oxígeno, desde abril de 2014 a diciembre de 2024 en el HRC.

Las concentraciones de oxígeno disuelto del agua superficial evidenciaron un comportamiento relativamente uniforme tanto espacial como temporal en la mayoría de las estaciones del área de estudio (*i.e.*, sector límnico, eje central y tributarios del HRC), con valores que oscilan entre 8 y 14 mg O_2/L (Fig. 3.4.10 y 3.4.11). No obstante lo anterior,

en el río Cayumapu (estaciones A y B) se han registrado bajas importantes en las concentraciones de oxígeno, específicamente durante la temporada estival, con valores inferiores a 4 mg O_2/L (Fig. 3.4.10 y 3.4.11), observados particularmente en enero del año 2024.

Los porcentajes de saturación de oxígeno disuelto del agua superficial evidenciaron una leve tendencia al alza entre los años 2016 y 2017, alcanzando aproximadamente un 120 %, para posteriormente disminuir a valores cercanos al 100 %, comportamiento similar al descrito para la concentración de oxígeno. Durante el año 2024 se observó la misma tendencia observada en años anteriores, donde la saturación disminuye en el río Cayumapu, particularmente en la estación B, durante el verano (Fig. 3.4.12 y 3.4.13).

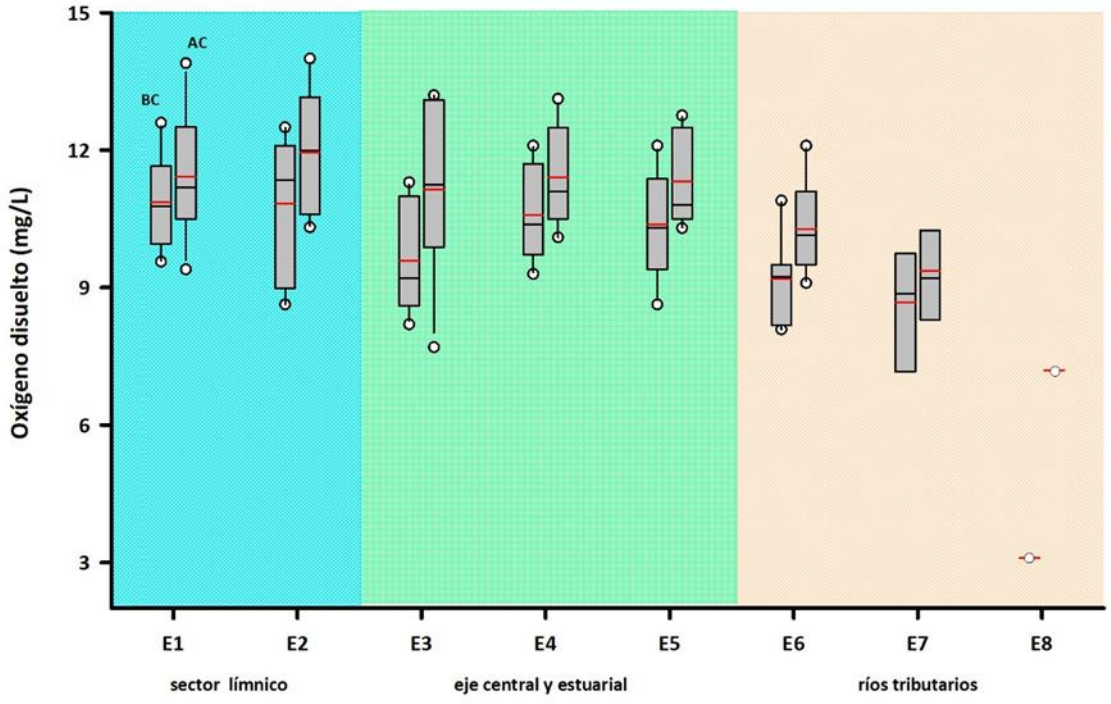


Figura 3.4.10. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de oxígeno (mg O_2/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

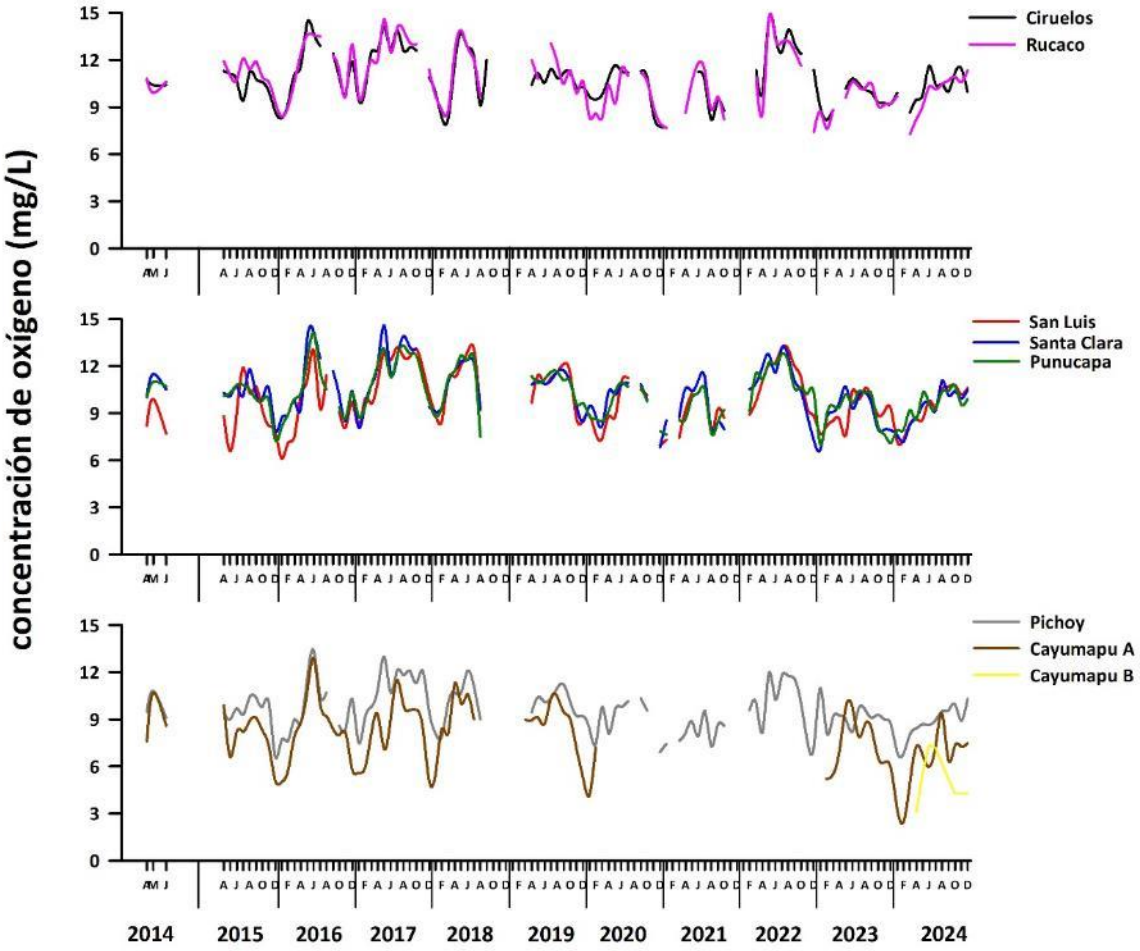


Figura 3.4.11. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de oxígeno (mg O_2/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

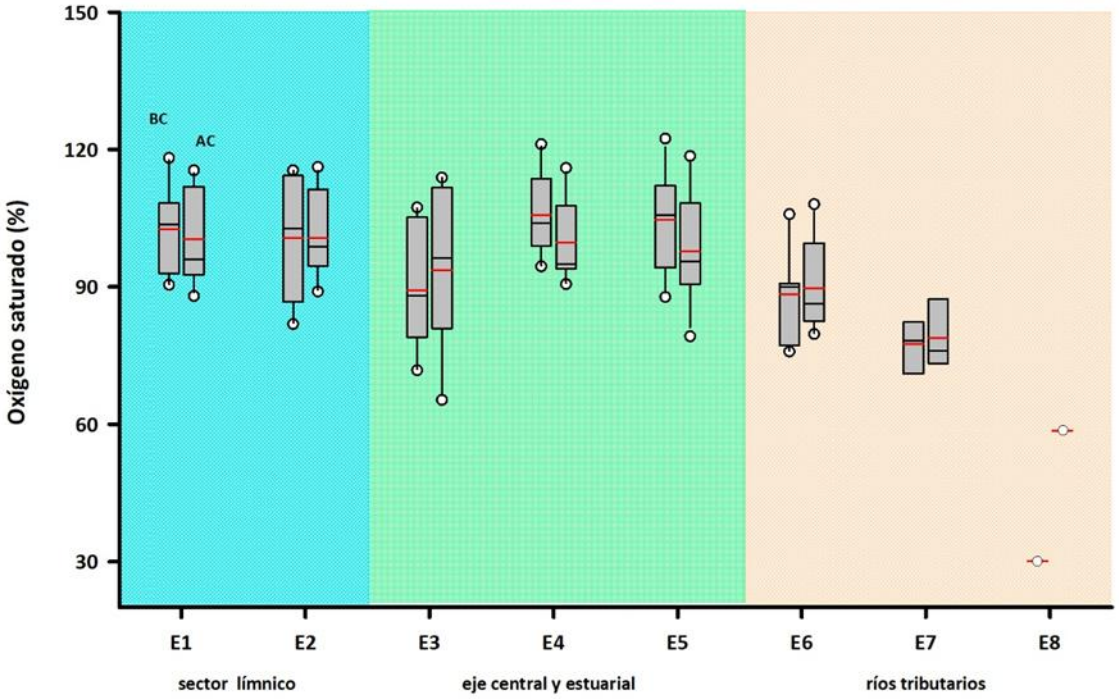


Figura 3.4.12. Comparación de variabilidad espacial de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

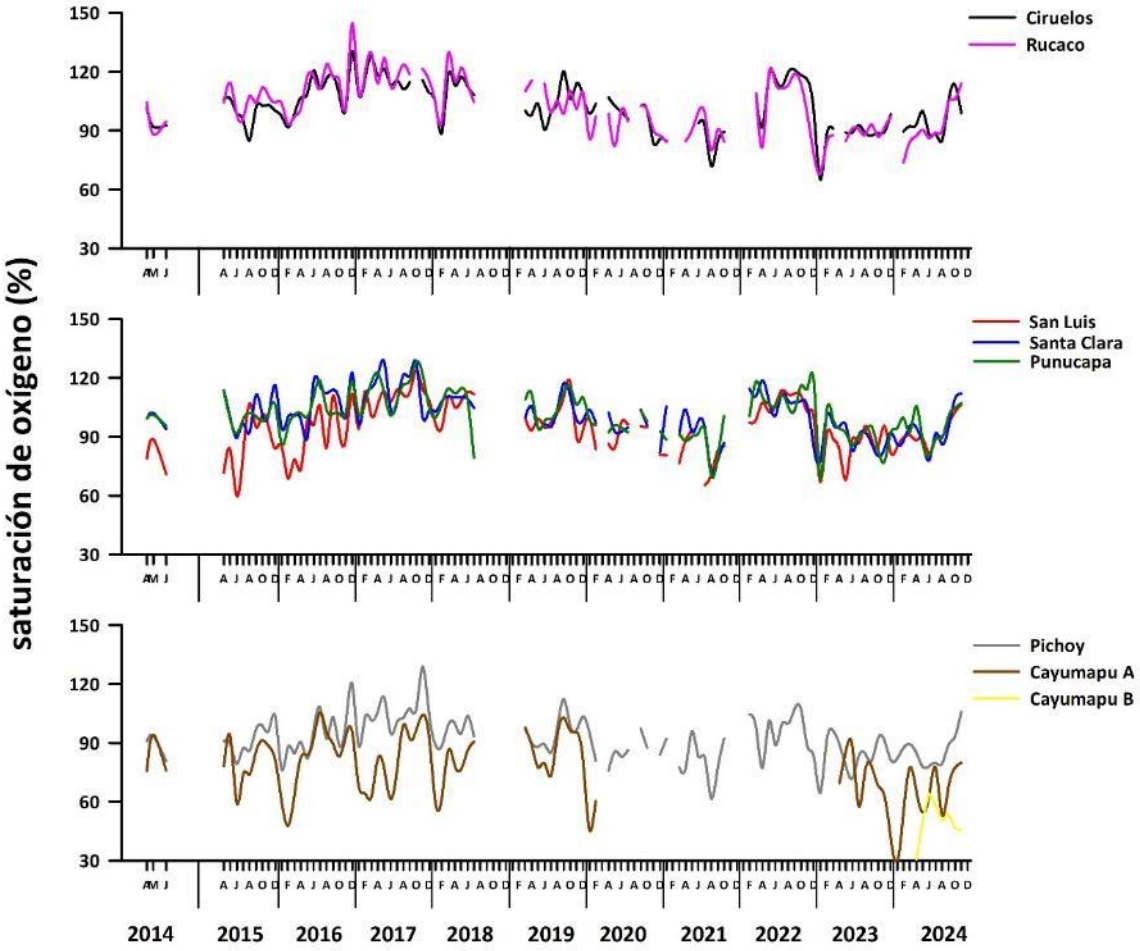


Figura 3.4.13. Comparación de la variabilidad inter anual de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

SST y transparencia del agua

Las Figuras 3.4.14 a la 3.4.17 y Tablas 7 a 8 del ANEXO 2, ilustran la variabilidad espacio temporal de los SST y transparencia, desde abril de 2014 a diciembre de 2024.

Con excepción de algunos datos provenientes de muestreos realizados en invierno, la magnitud de las variaciones de SST fueron similares (< 15 mg/L) entre las estaciones y sectores estudiados (Fig. 3.4.14 y 3.4.15). El aumento de caudal hídrico debido a las precipitaciones invernales resultó en una mayor resuspensión de sedimentos del fondo y

escorrentía superficial, proveniente de áreas agrícolas cercanas a las estaciones estudiadas, lo que derivó en mayores concentraciones de SST. Esto se observó especialmente en junio del año 2024, cuando las estaciones límnicas de Ciruelos y Rucaco registraron concentraciones de hasta aproximadamente 120 mg/L, durante intensas lluvias que provocaron el desborde del río Cruces en estos lugares (Fig. 3.4.14 y 3.4.15).

Por otra parte, desde el año 2020 a la fecha se ha observado un aumento progresivo de los SST (hasta *circa* 30 mg/L), particularmente durante la temporada estival en la estación ubicada en el río Pichoy. Este incremento probablemente esté relacionado con la formación de planicies sedimentarias en las riberas, que podrían estar aportando altas concentraciones de partículas en suspensión (Fig.3.4.14 y 3.4.15).

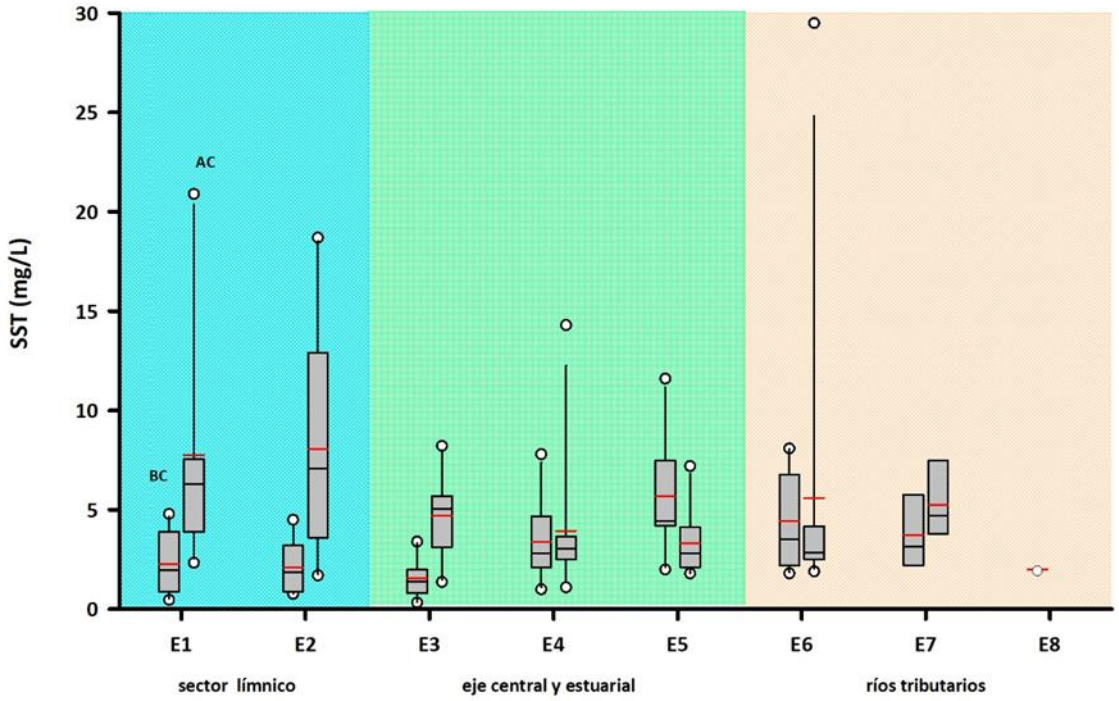


Figura 3.4.14. Comparación de la variabilidad espacial de los SST (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

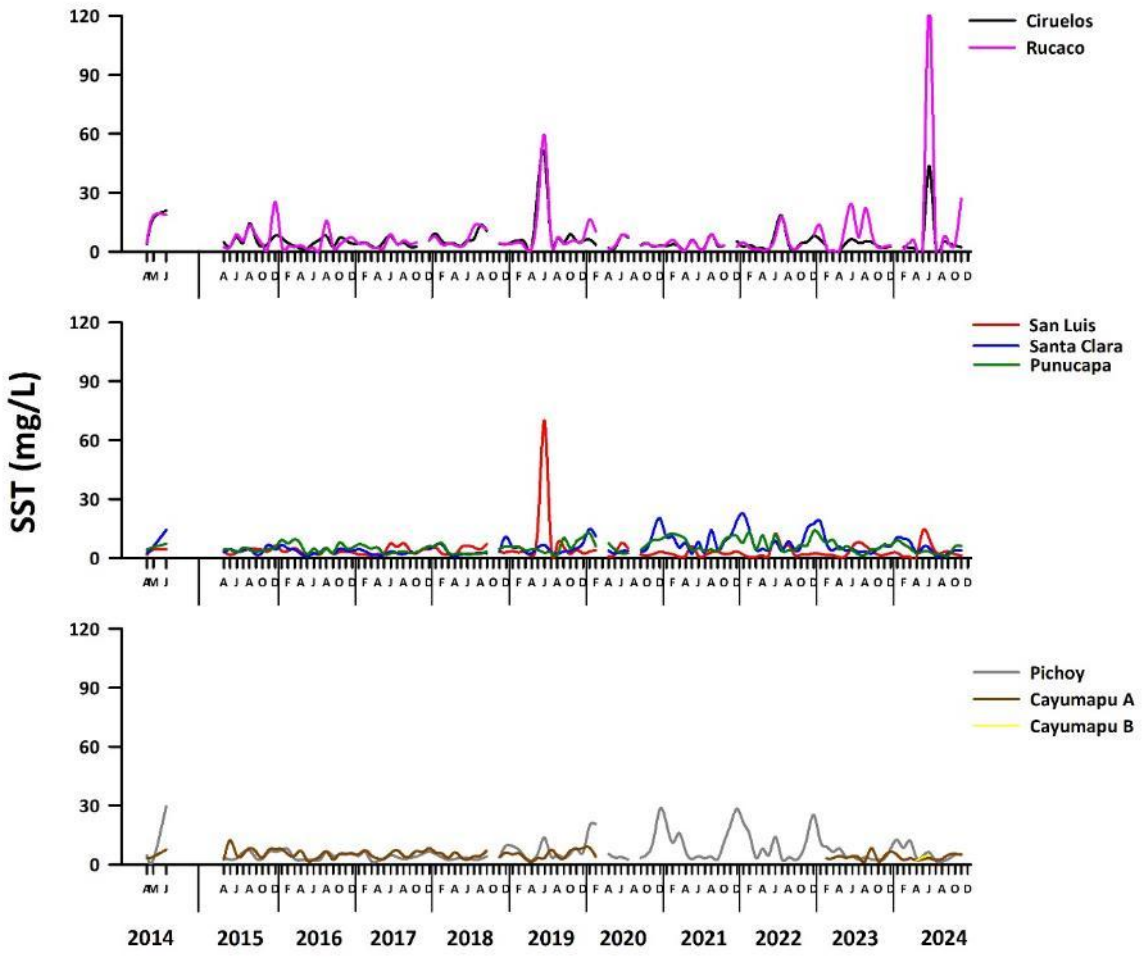


Figura 3.4.15. Comparación de la variabilidad inter anual de los SST (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Los valores más bajos de transparencia se registraron en las estaciones Ciruelos y Rucaco, debido principalmente a la poca profundidad de la columna de agua (< 1 m). Esto se explica porque, a menor profundidad, el movimiento de agua tiene mayor impacto sobre los sedimentos del fondo lo que resulta en una mayor resuspensión de partículas y, consecuentemente, en una disminución de la trasparencia (Figs. 3.4.16 y 3.4.17).

En contraste, las estaciones de muestreo con profundidades superiores a 3 m, generalmente registraron valores más altos de transparencia (>2m). Por ejemplo, en aguas de las estaciones San Luis y Santa Clara, con transparencias que alcanzaron aproximadamente 3-5 m, mientras que en los ríos Pichoy y Cayumapu (A y B) se observaron valores menores (<2m), especialmente desde el año 2020 hasta la fecha (Fig. 3.4.16 y 3.4.17). Espacialmente, las estaciones ubicadas en el eje central y el sector estuarial del HRC presentaron los valores de transparencia más altos, tendencia recurrente durante el año 2024 (Figs. 3.4.16 y 3.4.17).

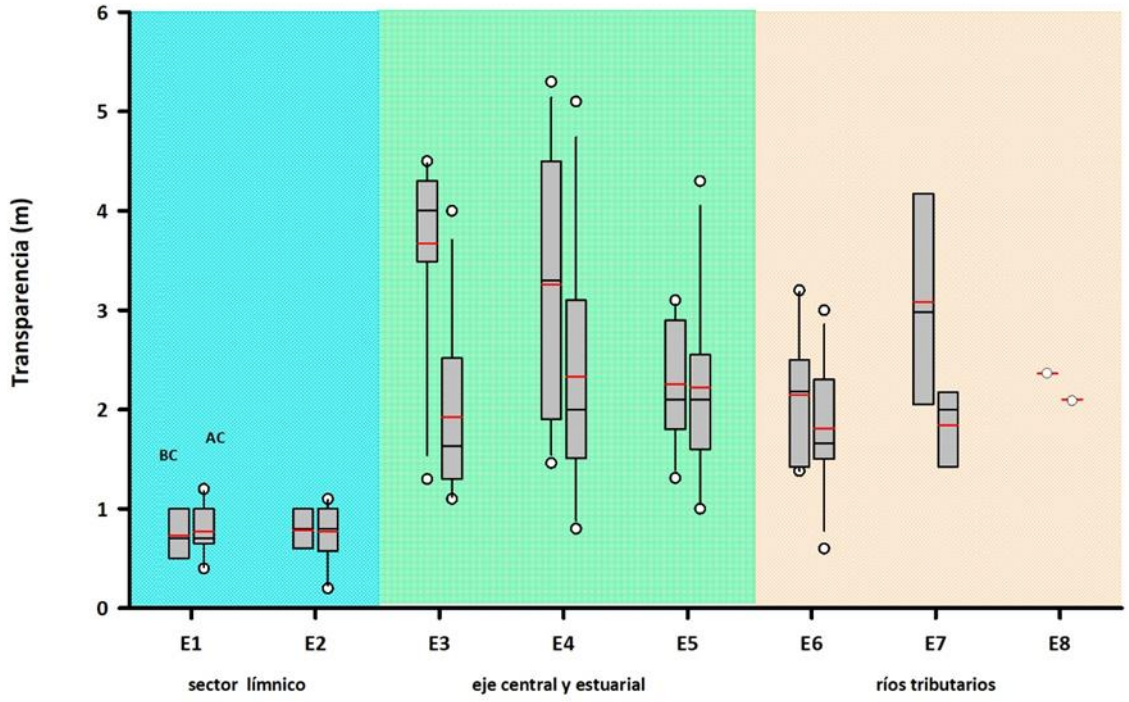


Figura 3.4.16. Comparación de la variabilidad espacial de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante las campañas de bajo y alto caudal hídrico.

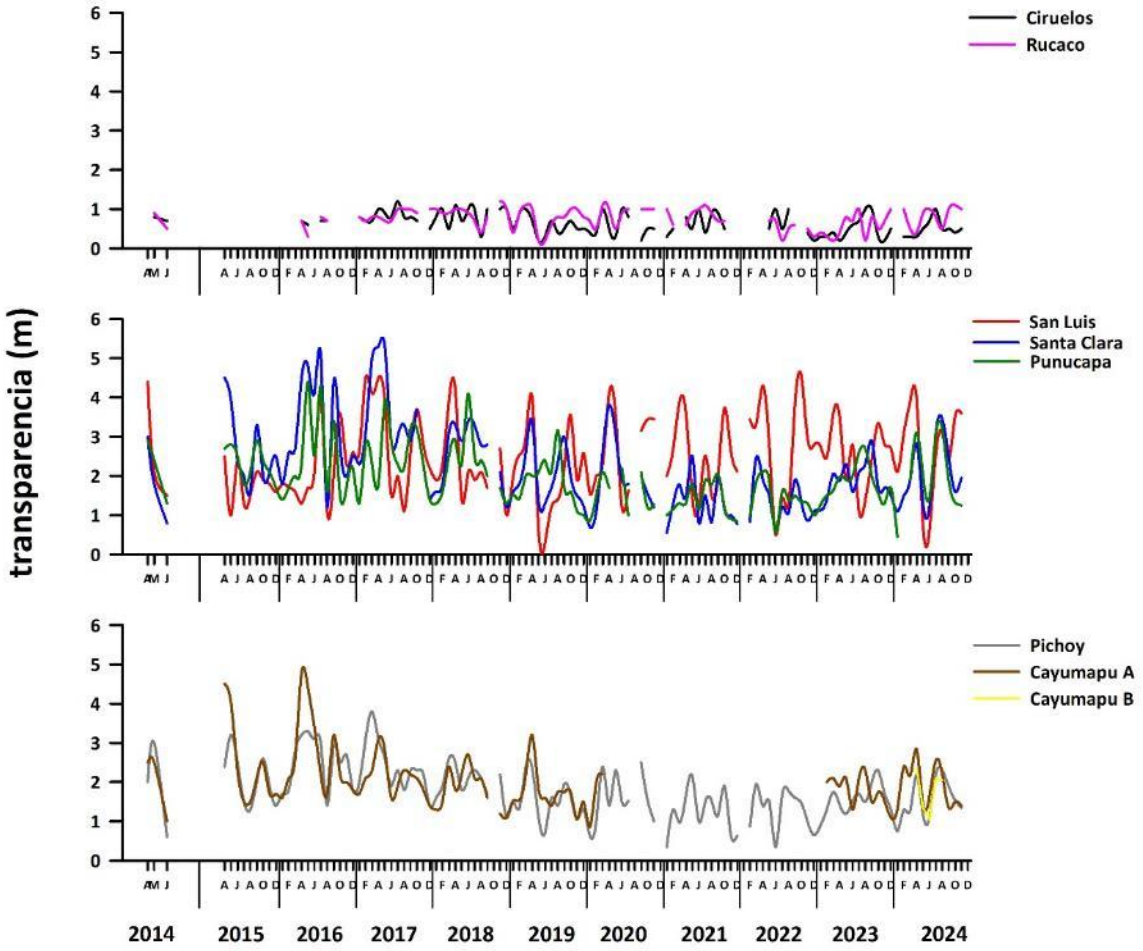


Figura 3.4.17. Comparación de la variabilidad inter anual de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico univariado

ANOVA y test *a posteriori* temporada menor caudal hídrico (abril del período 2014-2024)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno, así como SST, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.1).

Las temperaturas fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante los años 2015 y 2016 en las aguas superficiales de Santa Clara, Punucapa y Cayumapu A (Tabla 3.4.1).

El pH mostró una variabilidad significativa ($p<0,05$) al comparar años, con valores más bajos observados durante el año 2024. Espacialmente, los valores de pH registrados en San Luis fueron significativamente más altos ($p<0,05$) que los registrados en Pichoy.

Por su parte, la conductividad y SDT fueron significativamente más bajos durante el año 2018, siendo estas variables más bajas ($p<0,05$) en aguas de Ciruelos, Rucaco, San Luis y Pichoy (Tabla 3.4.1).

La concentración y saturación de oxígeno alcanzaron valores significativamente más altos ($p<0,05$) durante los años 2017 y 2018 en aguas superficiales del eje central del área de estudio, excluyendo a San Luis (Ciruelos, Rucaco, Santa Clara y Punucapa) (Tabla 3.4.1). En contraste, en el río Cayumapu A se registraron valores significativamente más bajos ($p<0,05$).

Finalmente, las concentraciones de SST fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en el año 2021, observándose los valores más elevados en aguas superficiales de Punucapa y Pichoy (Tabla 3.4.1),

Tabla 3.4.1. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno y SST, medidos durante las temporadas de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y CaA=Cayumapu A). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Año	10	78,282	7,828	32,380	**<0,001**	15=16>14=17=19=20=21=22=23=24>18
	Estación	6	59,919	9,986	41,307	**<0,001**	SC=Pu=CaA>Ru=SL=Pi>Ci
	Error	57	13,780	0,242			
	Total	73	154,863	2,121			
pH (*)	Año	10	13,064	1,306	9,034	**<0,001**	16=20>14=15=17=18=19=21=22=23>24
	Estación	6	2,410	0,402	2,777	**0,019**	SL>Pi; SL=Ci=Ru=SC=Pi=CaA
	Error	57	8,242	0,145			
	Total	73	23,836	0,327			
conductividad (*)(**)	Año	10	4,087	0,409	6,437	**<0,001**	14=15=16=17=19=20=21=22=23>18
	Estación	6	18,379	3,063	48,242	**<0,001**	SC=Pu=CaA>Ci=Ru=SL=Pi
	Error	56	3,556	0,064			
	Total	72	25,996	0,361			
SDT (**)	Año	10	5,506	0,551	5,851	**<0,001**	14=15=16=17=19=20=21=22=23>18=19
	Estación	6	12,282	2,047	21,751	**<0,001**	SC=Pu=CaA>Ci=Ru=SL=Pi
	Error	57	5,364	0,094			
	Total	73	22,780	0,312			
concentración de O_2	Año	10	46,248	4,625	7,101	**<0,001**	17=18>14=15=16=19=20=21=22=23
	Estación	6	52,435	8,739	13,419	**<0,001**	Ci=Ru=SC>SL=Pu=Pi>CaA
	Error	57	37,123	0,651			
	Total	73	132,535	1,816			
saturación de O_2 (*)	Año	10	0,075	0,007	5,719	**<0,001**	17=18>14=15=16=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,150	0,025	19,155	**<0,001**	Ci=Ru=SC=Pu>SL=Pi>CaA
	Error	57	0,074	0,001			
	Total	73	0,289	0,004			
SST (**)	Año	10	2,143	0,214	3,185	**0,003**	21>14=15=16=17=18=19=20=22=23=24
	Estación	6	2,762	0,460	6,841	**<0,001**	Pu=Pi>SC=CaA>Ci=Ru=SL
	Error	57	3,835	0,067			
	Total	73	8,644	0,118			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada.

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor caudal hídrico (julio del período 2014-2024)

Durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2024, los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno, así como SST, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.2).

La temperatura fue significativamente más alta ($p<0,05$) durante los años 2014 y 2015, en las estaciones Rucaco y Punucapa en comparación con Pichoy y Cayumapu A (Tabla 3.4.2).

El pH alcanzo valores significativamente más altos ($p<0,05$) durante los años 2016, 2020 y 2021. Espacialmente, los registros de pH en la estación San Luis fueron mayores ($p<0,05$) que los registraos en la estación Pichoy.

A su vez, los valores de conductividad fueron más altos ($p<0,05$) durante el año 2016, mientras que los valores de SDT lo fueron el año 2021. Espacialmente, ambos parámetros fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en la estación Punucapa en comparación con Ciruelos (Tabla 3.4.2).

En cuanto a la concentración y saturación de oxígeno, se observan valores significativamente más altos ($p<0,05$) durante los años 2017 y 2022, especialmente en todas las estaciones ubicadas en el río Cruces (Ciruelos, Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) (Tabla 3.4.2).

Finalmente, las concentraciones de SST fueron significativamente más altas ($P<0,05$) durante los años 2014 y 2022 (Tabla 3.4.2), con valores particularmente elevados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, en comparación con Punucapa y Santa Clara (Tabla 3.4.2).

Tabla 3.4.2. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno y SST, medidos durante las temporadas de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2024, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y CaA=Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Año	10	86,293	8,629	33,552	**<0,001**	14=15>17=18=19=20=21=22=23=24>16
	Estación	6	7,194	1,199	4,662	**<0,001**	Pu=Ru>Pi=CaA; Pu= Ru=SL=SC
	Error	57	14,660	0,257			
	Total	73	107,696	1,475			
pH	Año	10	16,847	1,685	13,086	**<0,001**	16=20=21>14=15=17=18=19=22=23=24
	Estación	6	2,230	0,372	2,887	**0,016**	SL>Pi; SL=Ci=Ru=SC=Pu=CaA
	Error	57	7,338	0,129			
	Total	73	26,883	0,368			
conductividad (*)(**)	Año	10	3,625	0,362	9,745	**<0,001**	16>14=15=17=18=19=20=21=22=23=24
	Estación	6	0,851	0,142	3,814	**0,003**	Pu>Ci=Pi; Pu=Ru=SL=SC=CaA
	Error	57	2,120	0,037			
	Total	73	6,595	0,090			
SDT (*)(**)	Año	10	0,689	0,069	3,435	**0,001**	21>14=15=16=17=18=19=20=22=23=24
	Estación	6	0,309	0,051	2,565	**0,029**	Pu>Ci; Pu=Ru=SL=SC=Pi=CaA
	Error	57	1,143	0,020			
	Total	73	2,140	0,029			
concentración de O_2 (*)(**)	Año	10	72,881	7,288	14,069	**<0,001**	17=22>15=16=18=19=20=21=24>14=23
	Estación	6	39,569	6,595	12,731	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu>Pi=CAa
	Error	57	29,527	0,518			
	Total	73	144,542	1,980			
saturación de O_2 (*)(**)	Año	10	0,119	0,012	11,377	**<0,001**	16=17=22>14=15=18=19=20=21=23=24
	Estación	6	0,065	0,011	10,277	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu>Pi=CaA
	Error	57	0,060	0,001			
	Total	73	0,245	0,003			
SST (**)	Año	10	2,811	0,281	7,259	**<0,001**	14=22>15=16=17=18=19=20=21=23=24
	Estación	6	1,113	0,185	4,789	**<0,001**	Ci=Ru>Pu=SC; Ci=Ru=SL=Pi=CaA
	Error	57	2,208	0,039			
	Total	73	6,144	0,084			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

3.4.2. NUTRIENTES (*)

Variabilidad espacial del Nitrato, Amonio y Nitrógeno total

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". Para el caso del Nitrato, Amonio y Nitrógeno total y como parte del servicio antes mencionado, se realizaron muestreos durante los meses de septiembre y diciembre del año 2023, enero, abril, agosto y diciembre 2024.

Las Figuras 3.4.17 y 3.4.18 muestran la variabilidad espacial histórica de las concentraciones Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Durante el periodo 2014-2019 las concentraciones de nitratos fueron más altas en las estaciones Ciruelos y Rucaco (sector límnico) y en San Luis (eje central), particularmente durante las campañas de menor caudal hídrico. En contraste, no se observaron diferencias espaciales durante las campañas de mayor caudal hídrico (Fig. 3.4.17).

En cuanto al Amonio, las concentraciones no mostraron una variabilidad espacial definida; sin embargo, los valores más altos se registraron en la estación Rucaco, durante las campañas de menor caudal hídrico (Fig. 3.4.17).

De manera similar al Amonio, el Nitrógeno Total tampoco mostró una variabilidad espacial, alcanzando sus valores más altos en la estación 6 (Pichoy) durante las campañas de mayor caudal hídrico (Fig. 3.4.17).

Para el periodo 2023-2024, las concentraciones de nitratos fueron más altas en las estaciones Ciruelos, Rucaco (sector límnico) y San Luis (eje central). Por su parte, el

Amonio mostró valores más elevados en Rucaco y San Luis, mientras que, las mayores concentraciones de Nitrógeno Total se registraron en el río Pichoy y San Luis (Fig. 3.4.18).

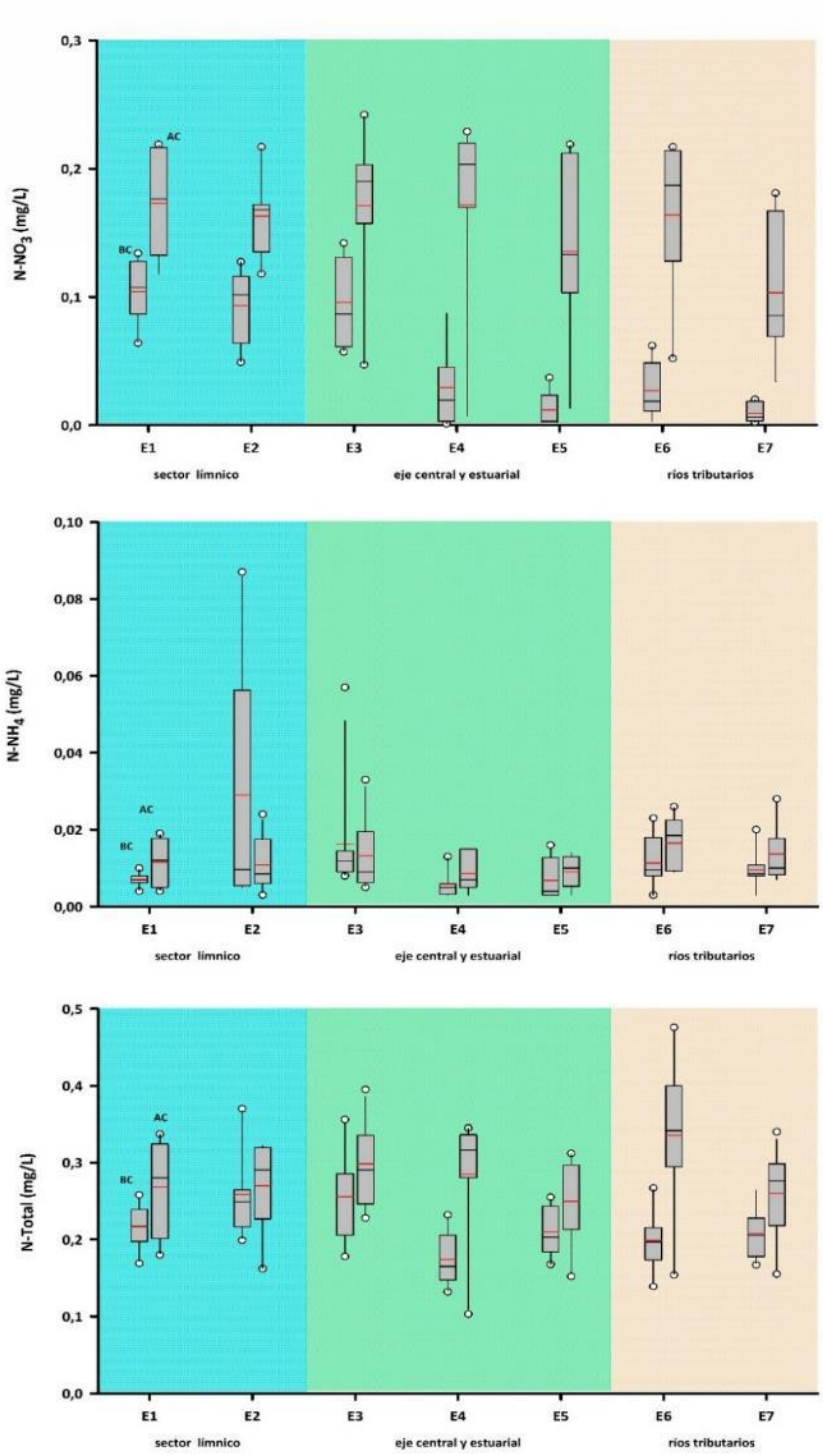


Figura 3.4.17. Comparación espacial de las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2014-2019.

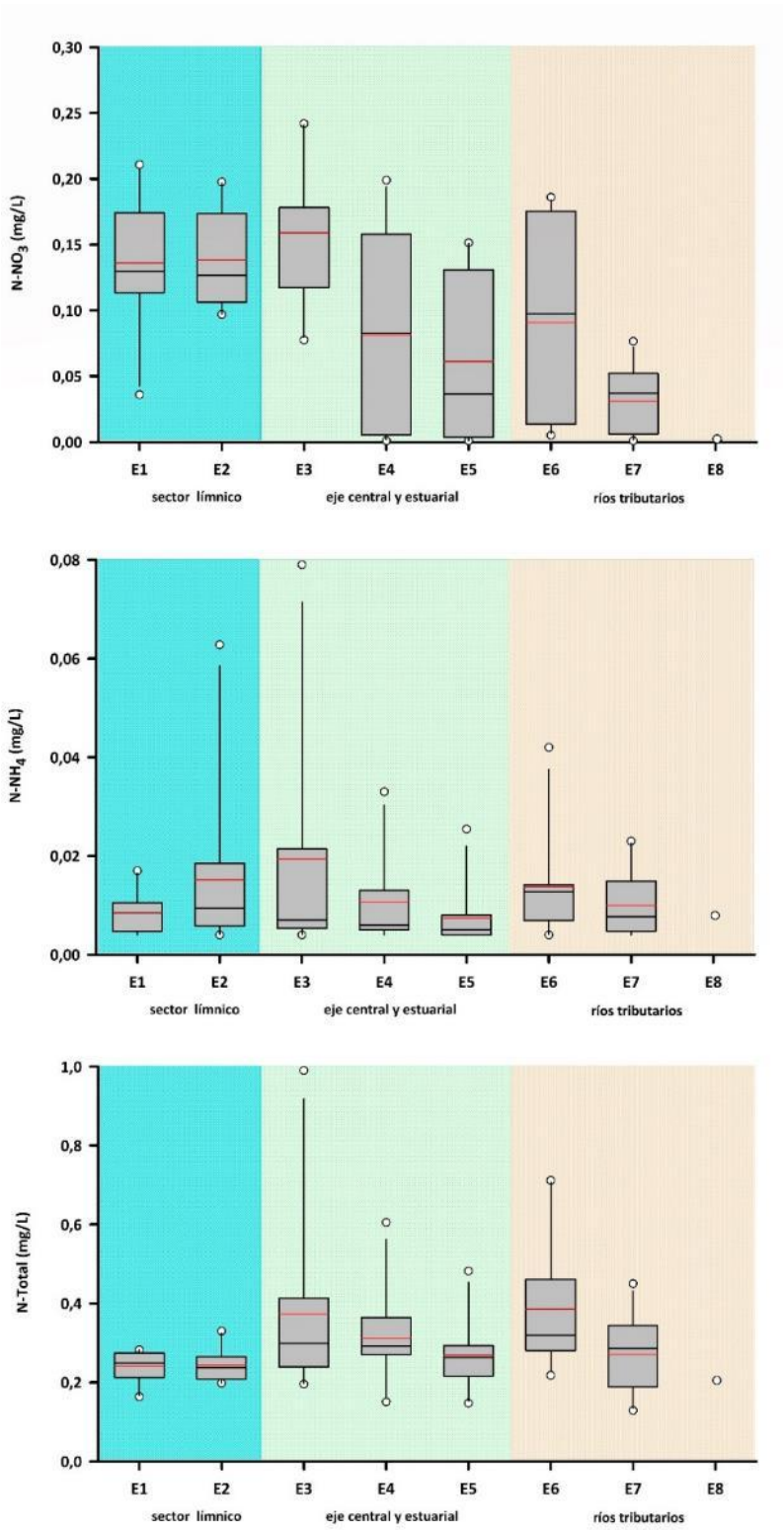


Figura 3.4.18. Comparación espacial de las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2023-2024.

Variabilidad inter anual del Nitrato, Nitrito, Amonio y Nitrógeno total

Las Figuras 3.4.19 a la 3.4.21 junto con la Tabla 9 ANEXO 2, presentan la variabilidad inter anual de las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua del área de estudio, registradas durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019). También incluyen los datos recolectados durante la temporada primaveral del año 2023 (septiembre-diciembre) y la estival-primaveral del año 2024 (enero-abril y agosto-diciembre), correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025).

Los datos de Nitrito no se graficaron, ya que en su mayoría se encuentran por debajo del límite de detección del método utilizado (0,02 mg/L) (Tabla 9 Anexo 2).

En términos generales, los nitratos mostraron una marcada estacionalidad, con valores más altos registrados durante las campañas de mayor caudal hídrico (julio), en todas las estaciones y a lo largo de los años, tendencia claramente evidenciada durante las campañas del año 2024 (Fig. 3.4.19).

Por otro lado, las concentraciones de Amonio no presentaron tendencias temporales definidas. Sus valores más altos se observaron en abril de los años 2015 y 2016 y marzo del año 2024 en Rucaco, en enero 2024 en San Luis y en octubre 2024 en Pichoy (Fig.3.4.20).

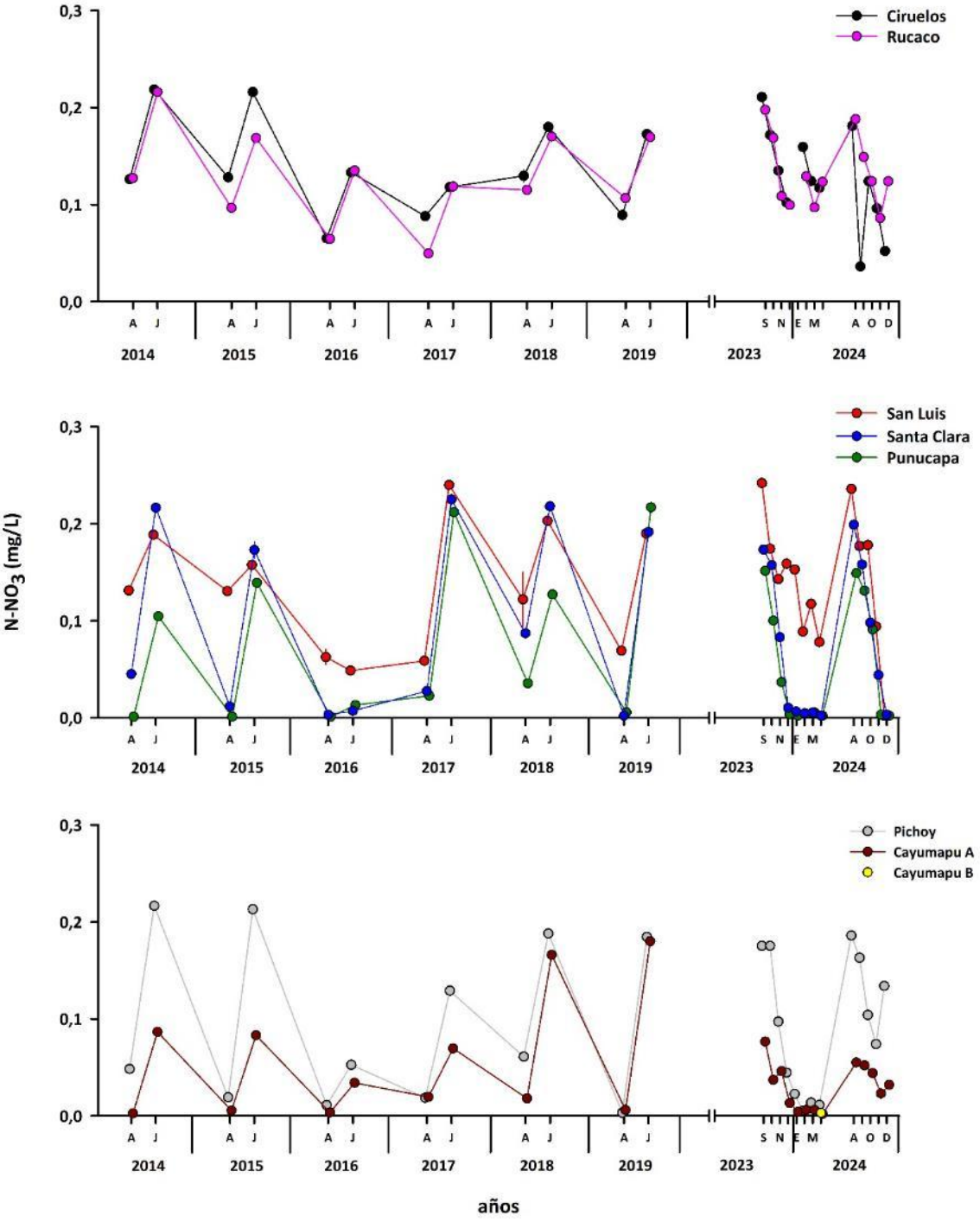


Figura 3.4.19. Comparación inter anual de la concentración de Nitrato ($N\text{-}NO_3$), en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

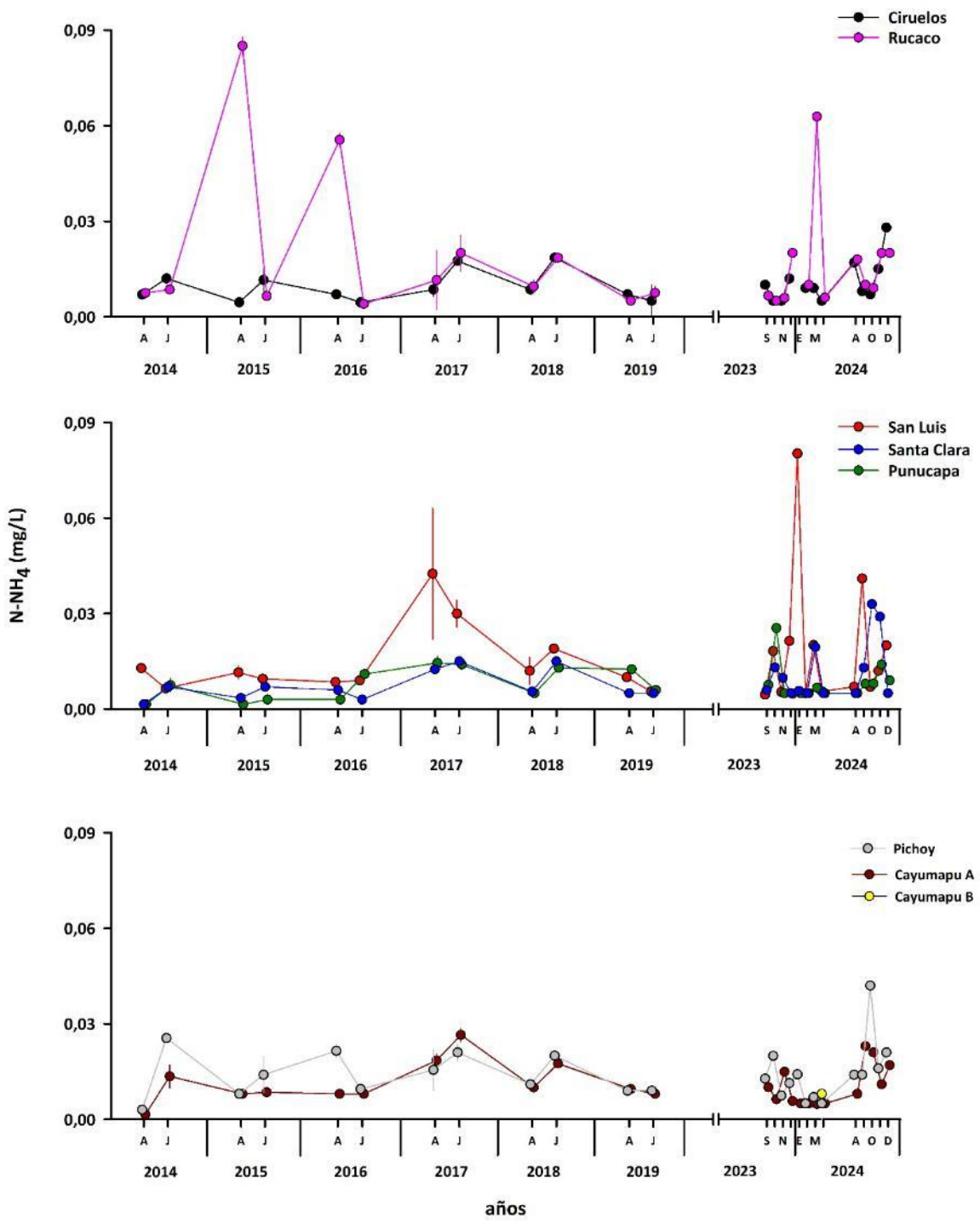


Figura 3.4.20. Comparación inter anual de la concentración de Amonio ($N\text{-}NH_4$), en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Las concentraciones de Nitrógeno Total no mostraron tendencias definidas a lo largo del tiempo en todas las estaciones. Sin embargo, durante el año 2024 se registraron valores superiores al promedio histórico, aunque únicamente en las estaciones del eje central y ríos tributarios del HRC. Estos valores se observaron en enero y septiembre en San Luis (1,36 y 0,63 mg/L, respectivamente), en octubre en la estación Santa Clara (0,61 mg/L), en el río Pichoy durante enero y octubre (0,71 y 0,68 mg/L, respectivamente) y en Cayumapu A, en diciembre (0,79 mg/L) (Fig. 3.4.21).

Por otro lado, no se detectaron nitritos durante el Programa de Diagnóstico ni en los dos primeros años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC. No obstante, en julio de 2017 este compuesto fue detectado en la mayoría de las estaciones, y en el año 2018 en todas las estaciones, aunque en bajas concentraciones. Durante las campañas del periodo 2023 -2024, no se detectaron nitritos en toda el área de estudio (Tabla 9 ANEXO 2).

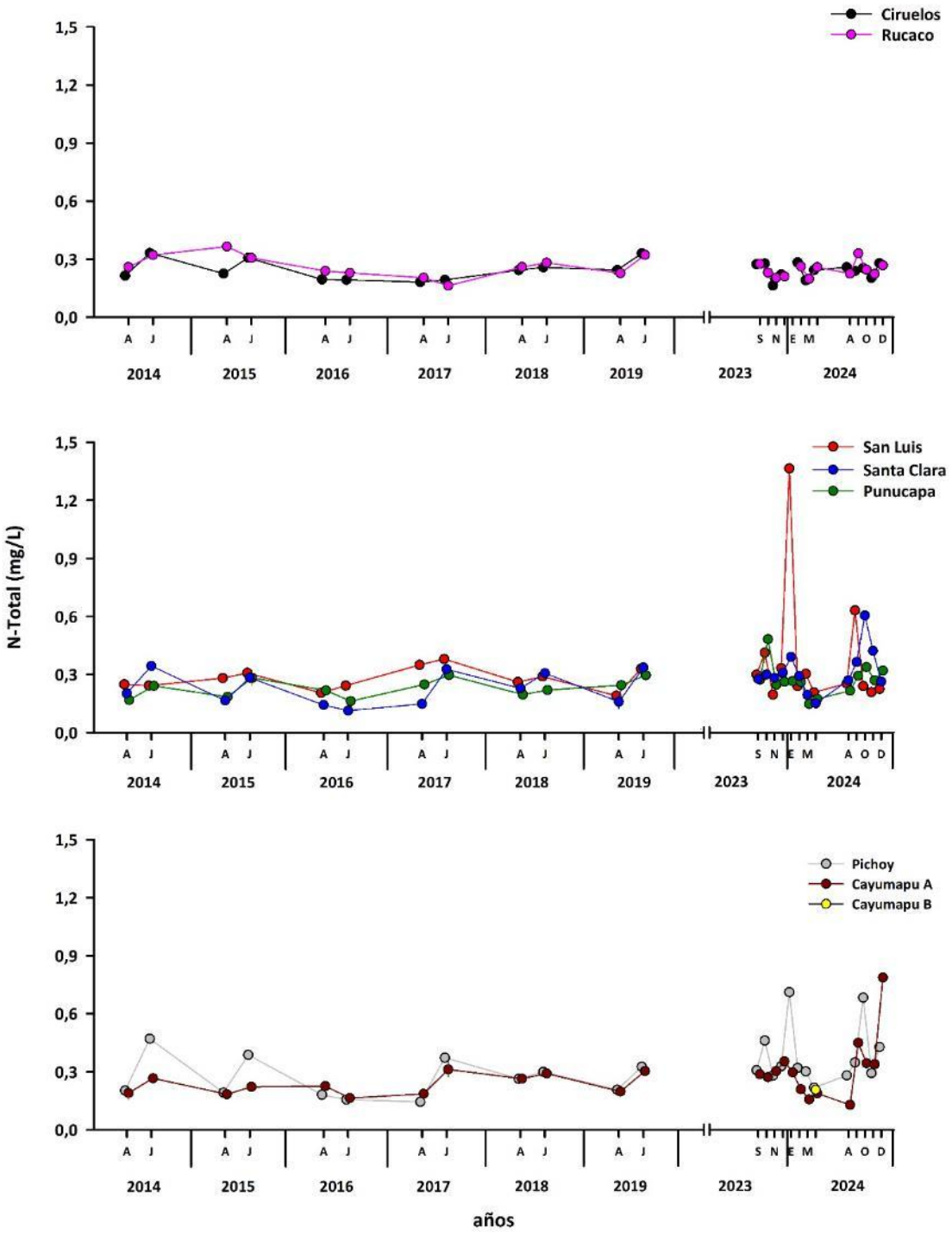


Figura 3.4.21. Comparación inter anual de la concentración de Nitrógeno Total (N-Total) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Las concentraciones de Nitrato y Nitrógeno total fueron significativamente más bajas ($p<0,05$) durante el año 2016 (Tabla 3.4.3). Además, ambos compuestos presentaron concentraciones significativamente más bajas ($p<0,05$) durante el periodo de menor caudal hídrico (julio). Sin embargo, sólo el Nitrato presentó variabilidad espacial, siendo sus concentraciones significativamente más bajas ($p<0,05$) en los ríos tributarios (Tabla 3.4.3).

Por otro lado, el Amonio sólo presentó variabilidad inter anual, con concentraciones significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2017 (Tabla 3.4.3).

No se realizaron análisis para la variable Nitrito, ya que no fue detectado en la mayoría de las campañas realizadas.

Tabla 3.4.3. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	5	0,058	0,012	8,142	**<0,001**	2019=2018=2017=2015=2014>2016
	Sector (S)	2	0,037	0,018	12,938	**<0,001**	L > EE > T
	Mes (M)	1	0,195	0,195	137,378	**<0,001**	J > A
	A x S x M	10	0,002	0,002	1,671	0,116	
	Error	48	0,068	0,001			
Amonio (*)(***)	Año (A)	5	1,824	0,365	5,227	**<0,001**	2017>2014=2015=2016=2019; 2017=2018
	Sector (S)	2	0,424	0,212	3,041	0,057	
	Mes (M)	1	0,185	0,185	2,650	0,110	
	A x S x M	10	0,762	0,076	1,092	0,387	
	Error	48	3,350	0,070			
N-Total (*)(***)	Año (A)	5	0,202	0,040	4,976	**<0,001**	2019=2018=2017=2015=2014>2016
	Sector (S)	2	0,002	0,001	0,119	0,888	
	Mes (M)	1	0,192	0,192	23,661	**<0,001**	J > A
	A x S x M	10	0,071	0,007	0,879	0,559	
	Error	48	0,389	0,008			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a log_{10} o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Los análisis muestran que las concentraciones de Nitrato detectadas durante el año 2016 fueron significativamente más bajas (p<0,05) en comparación con las detectadas durante todos los otros años (Tabla 3.4.4). Por otro lado, las concentraciones de este nutriente fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio), especialmente en las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis (Tabla 3.4.4).

El Amonio mostró diferencias significativas entre años y sectores. Las concentraciones detectadas durante el año 2017 fueron significativamente más altas (p<0,05) en comparación con otros años. Asimismo, estas concentraciones fueron significativamente más altas (p<0,05) en las estaciones Rucaco y San Luis en comparación con Punucapa, particularmente durante los periodos de mayor caudal hídrico (Tabla 3.4.4).

Los contenidos de Nitrógeno total fueron significativamente más bajos (p<0,05) durante el año 2016. Asimismo, este compuesto presentó concentraciones significativamente menores (p<0,05) en Santa Clara en comparación con San Luis, especialmente durante las campañas de menor caudal hídrico (Tabla 3.4.4).

Tabla 3.4.4. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y CaA= Cayumapu A) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	5	3,880	0,776	12,079	**<0,001**	2019=2018=2017=2015=2014>2016
	Estación (E)	6	8,154	1,359	21,156	**<0,001**	Ci=Ru=SL>SC=Pu=Pi=CaA
	Mes (M)	1	10,894	10,894	169,600	**<0,001**	J > A
	Error	30	1,927	0,064			
Amonio (*)(**)	Año (A)	5	2,089	0,418	6,930	**<0,001**	2017>2014=2015=2016=2019; 2017=2018
	Estación (E)	6	1,476	0,246	4,080	**<0,001**	Ru=SL>Pu; Pu=Ci=SC=Pi=CaA
	Mes (M)	1	0,210	0,210	3,476	**<0,001**	J > A
	Error	30	1,808	0,060			
N-Total (*)	Año (A)	5	0,208	0,042	7,459	**<0,001**	2014=2015=2017=2018=2019>2016
	Estación (E)	6	0,100	0,017	2,988	**0,021**	SL>SC; SL=Ci=Ru=Pu=Pi=CaA
	Mes (M)	1	0,207	0,207	37,072	**<0,001**	J > A
	Error	30	0,168	0,006			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Análisis estadístico

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Únicamente las concentraciones de nitratos mostraron significancia estadística, siendo más altas (p<0,05) durante el año 2023 y en el sector límnico. Por otro lado, las concentraciones de Amonio y Nitrógeno total no presentaron diferencias significativas (p>0,05) a nivel inter anual ni espacial (Tabla 3.4.5).

Tabla 3.4.5. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	1	1,749	1,749	4,725	**0,033**	2023 > 2024
	Sector (S)	2	3,604	1,802	4,868	**0,011**	L > EE = T
	A x S	2	0,503	0,251	0,679	0,511	
	Error	69	25,546	0,370			
Amonio (*)(**)	Año (A)	1	0,029	0,029	0,285	0,595	
	Sector (S)	2	0,028	0,014	0,141	0,869	
	A x S	2	0,159	0,079	0,781	0,462	
	Error	69	7,006	0,102			
N-Total (**)	Año (A)	1	0,007	0,007	0,248	0,620	
	Sector (S)	2	0,102	0,051	1,819	0,170	
	A x S	2	0,003	0,001	0,052	0,949	
	Error	69	1,935	0,028			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Únicamente las concentraciones de nitratos mostraron significancia estadística, siendo más bajas (p<0,05) durante el año 2024 y en las estaciones Punucapa y Cayumapu. Por otro lado, las concentraciones de Amonio y Nitrógeno total, no presentaron diferencias inter anuales y espaciales (p>0,05) (Tabla 3.4.6).

Tabla 3.4.6. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y CaA= Cayumapu A). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	1	0,014	0,014	4,155	**0,046**	2023 > 2024
	Estación (E)	6	0,130	0,022	6,332	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pi>Pu=CaA
	A x E	6	0,003	0,001	0,148	0,989	
	Error	61	0,208	0,003			
Amonio (*)(*)	Año (A)	1	0,023	0,023	0,226	0,636	
	Estación (E)	6	0,517	0,086	0,845	0,540	
	A x E	6	0,292	0,049	0,478	0,822	
	Error	61	6,220	0,102			
N-Total (**)	Año (A)	1	0,009	0,009	0,329	0,568	
	Estación (E)	6	0,214	0,356	1,300	0,271	
	A x E	6	0,085	0,014	0,519	0,791	
	Error	1	1,672	0,027			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Variabilidad espacial del Fosfato y Fósforo Total

Las Figuras 3.4.22 y 3.4.23 muestran la variabilidad espacial de las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua del área de estudio, registrados durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019) y durante la temporada primaveral del año 2023 (septiembre-diciembre) y la estival-primaveral del año 2024 (enero-abril y agosto-diciembre), correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025).

Durante el periodo 2014-2019 las concentraciones de Fosfato y Fosforo total no presentan tendencias estacionales definidas. Sin embargo, se observó que las concentraciones más altas de Fosfato se registraron en las estaciones Ciruelos y Pichoy (Fig. 3.4.22). En el caso del Fósforo Total, se evidenció una marcada estacionalidad, con valores más bajos registrados durante el periodo de menor caudal hídrico, en casi todas las estaciones (Fig. 3.4.22).

Durante el periodo 2023-2024 se observó que las concentraciones de Fosfato fueron más altas en la estación complementaria Cayumapu B. Por su parte, el Fósforo Total alcanzo sus mayores concentraciones en las estaciones Santa Clara y Punucapa (eje central), así como en los ríos tributarios Pichoy y Cayumapu A (Fig. 3.4.23).

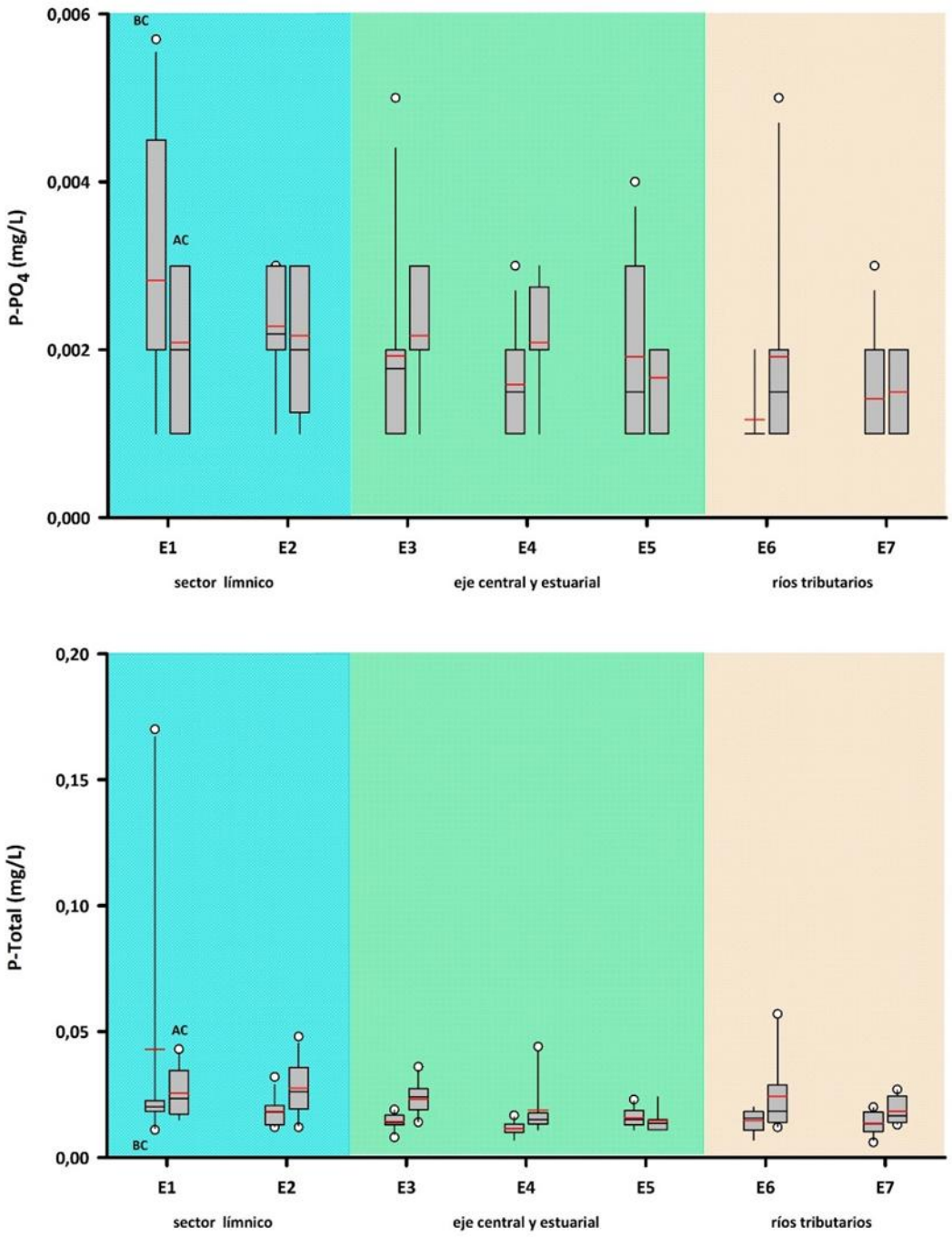


Figura 3.4.22. Variabilidad espacial de las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2014-2019.

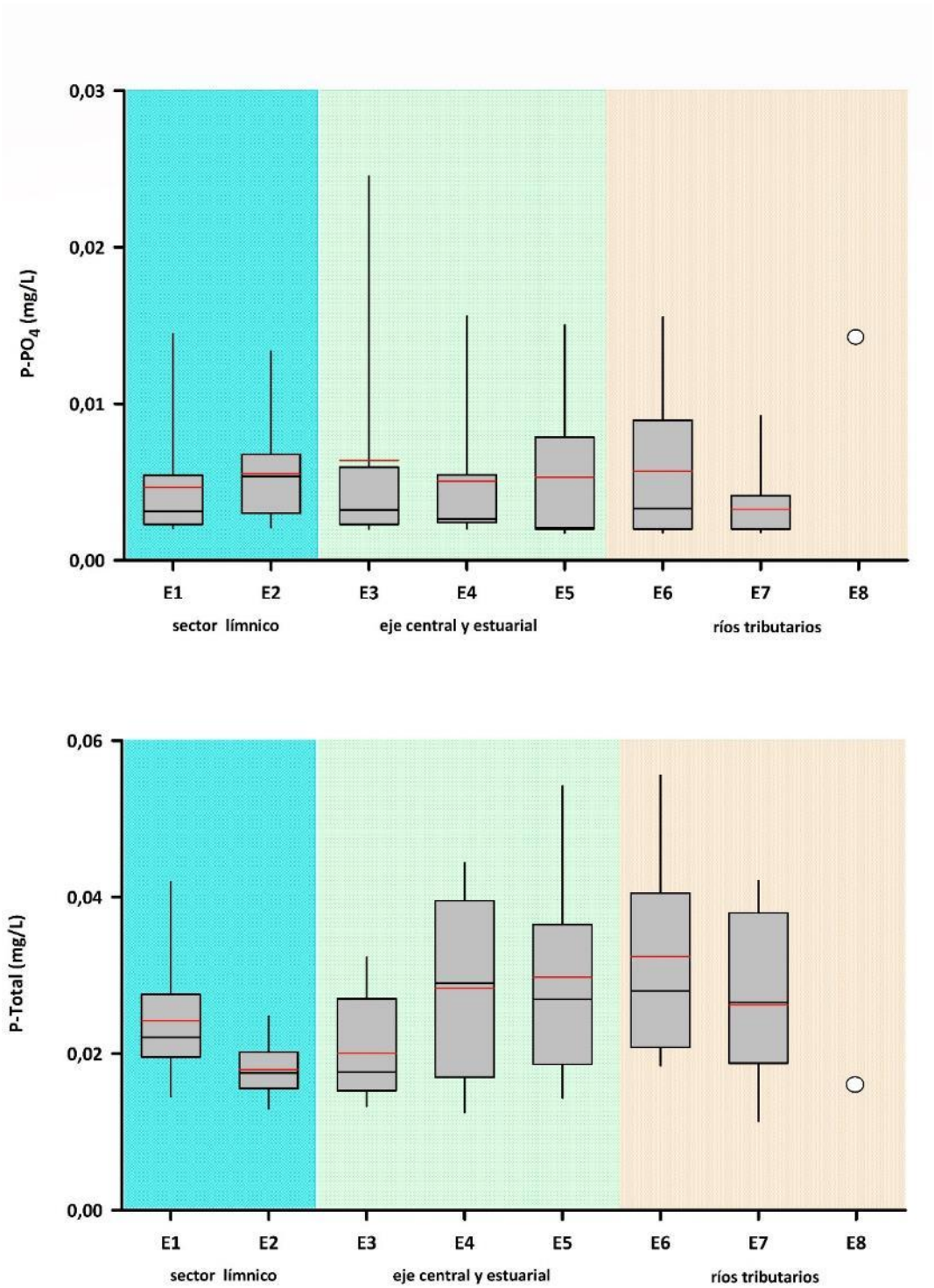


Figura 3.4.23. Variabilidad espacial de las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2023-2024.

Variabilidad inter anual del Fosfato y Fósforo total

Las Figuras 3.4.24 y 3.4.25 muestran la variabilidad inter anual de las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua del área de estudio, registrados durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019), así como durante la temporada primaveral del año 2023 (septiembre-diciembre) y estival-primaveral del año 2024 (enero-abril y agosto-diciembre), correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025).

No se observó variabilidad inter anual en las concentraciones de Fosfato durante el periodo 2014-2019 en ninguna de las estaciones. Por el contrario, al inicio del periodo 2023-2024, estas concentraciones aumentaron considerablemente, registrándose los valores más altos en septiembre, en las estaciones Ciruelos, Rucaco, San Luis y Santa Clara, y en diciembre 2023 en San Luis, Santa Clara, Punucapa y Pichoy. Asimismo, se observaron valores elevados en abril de 2024 en la estación complementaria Cayumapu B. Posteriormente, las concentraciones de Fosfatos disminuyeron en todas las estaciones (Fig. 3.4.24).

Similar a lo observado con los Fosfatos, el Fósforo total no mostró tendencias inter anuales. Sin embargo, se registró su valor más alto en abril 2019, en la estación Ciruelos (Fig. 3.4.25).

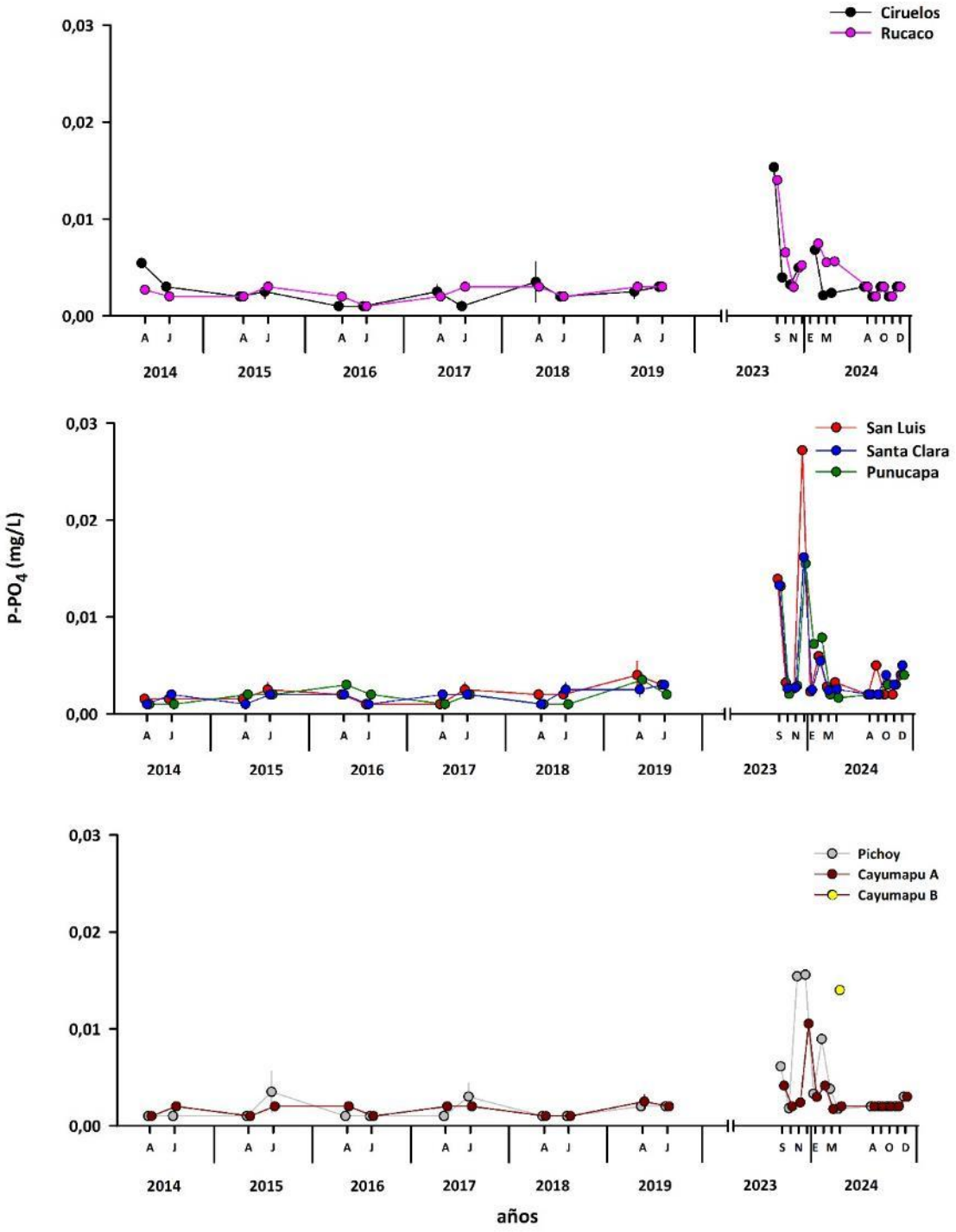


Figura 3.4.24. Comparación inter anual de la concentración de Fosfato ($P\text{-}PO_4$) en aguas superficiales sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

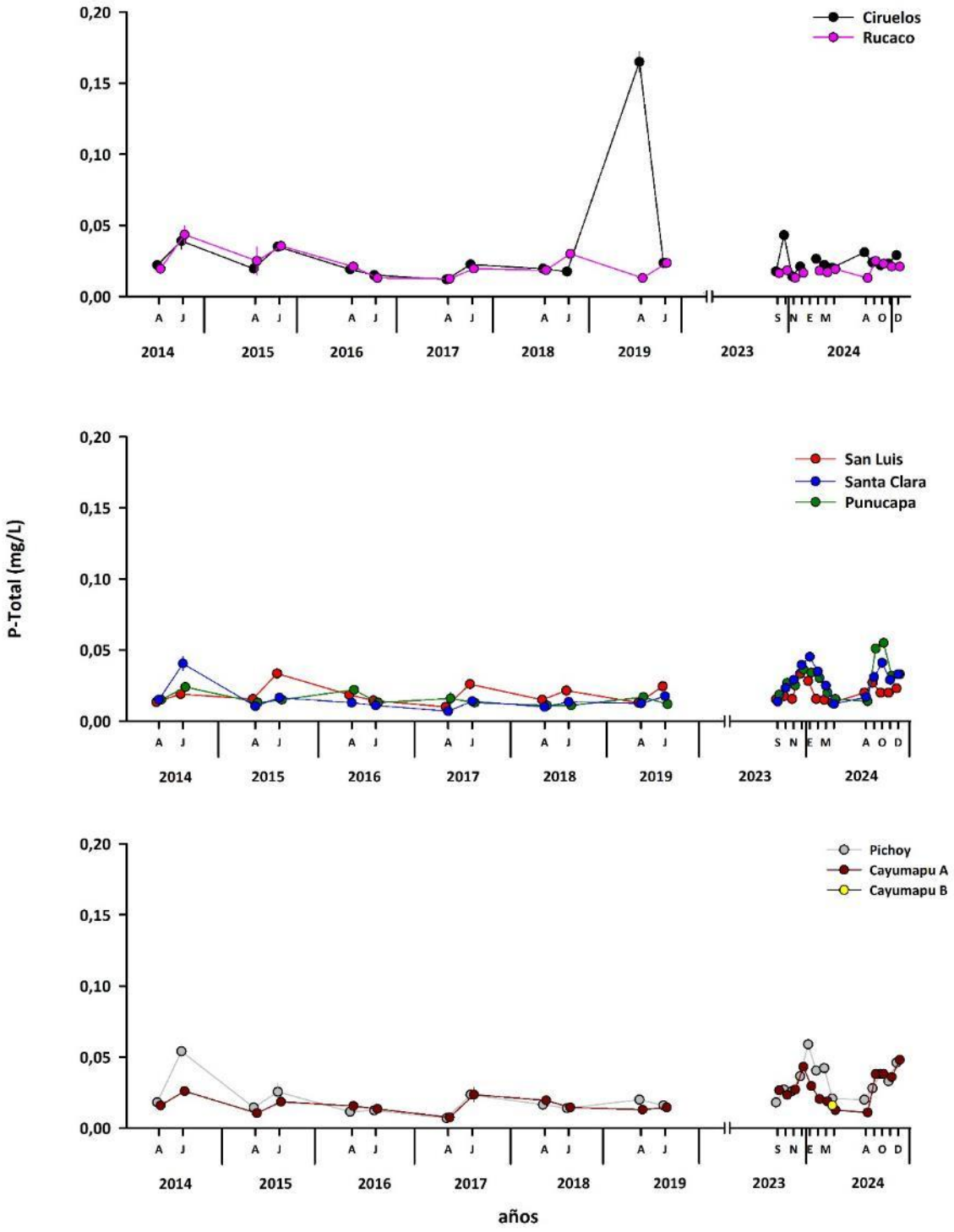


Figura 3.4.25. Comparación inter anual de la concentración de Fósforo Total en aguas superficiales sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Las concentraciones de Fosfato fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2019 en comparación con los años 2016 y 2018, particularmente en el sector límnico del HRC (Ciruelos y Rucaco) (Tabla 3.4.7).

Por otro lado, las concentraciones de Fósforo Total fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2014 en comparación con los años 2016 y 2017, particularmente en el sector límnico (Ciruelos y Rucaco) y durante el periodo de mayor caudal hídrico (Tabla 3.4.7).

Tabla 3.4.7. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Fosfato (*)(***)	Año (A)	5	0,487	0,097	4,570	**0,002**	2019>2016=2018; 2019=2014=2015=2017
	Sector (S)	2	0,341	0,171	8,009	**<0,001**	L > T; L = EE
	Mes (M)	1	0,002	0,002	0,080	0,778	
	A x S x M	10	0,152	0,015	0,716	0,706	
	Error	48	1,022	0,021			
P-Total (*)(***)	Año (A)	5	0,530	0,106	4,276	**0,003**	2014>2016=2017; 2014=2015=2018=2019
	Sector (S)	2	0,451	0,226	9,098	**<0,001**	L > EE = T
	Mes (M)	1	0,238	0,238	9,594	**0,003**	J > A
	A x S x M	10	0,208	0,021	0,837	0,596	
	Error	48	1,190	0,025			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Las concentraciones de Fosfato mostraron variabilidad espacial e inter anual, siendo significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2019, principalmente en la estación Rucaco. Este compuesto no presentó variabilidad estacional (abril=julio).

Por otro lado, las concentraciones de Fósforo total fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2014, particularmente en la estación Ciruelos y durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio) (Tabla 3.4.8).

Tabla 3.4.8. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y CaA= CayumapuA) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba Tukey
Fosfato (*)(***)	Año (A)	5	0,518	0,104	6,243	**<0,001**	2019>2014=2016=2018; 2019=2017
	Estación (E)	6	0,429	0,072	4,313	**0,003**	Ru>Pi=CaA; Ru=Ci=SL=SC=Pu
	Mes (M)	1	0,001	0,004	0,267	0,905	
	A x S x M	11	0,309	0,021	0,837	0,436	
	Error	83	3,234	0,039			
P-Total (*)(**)	Año (A)	5	0,497	0,099	4,485	**0,004**	2014>2016=2017=2018; 2014=2019
	Estación (E)	6	0,563	0,094	4,240	**0,003**	Ci>SC=Pu=CaA; Ci=Ru=SL=Pi
	Mes (M)	1	0,254	0,254	11,479	**0,002**	J > A
	A x S x M	9	0,210	0,013	0,746	0,332	
	Error	83	3,380	0,041			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Análisis estadístico

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Ambos compuestos no mostraron diferencias significativas en la variabilidad espacial (P>0,05). No obstante, en el caso del Fosfato, se observó una variabilidad inter anual con concentraciones significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2023 en comparación con el año 2024 (Tabla 3.4.9).

Tabla 3.4.9. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Fosfato (*)(***)	Año (A)	1	1,466	1,466	16,852	**<0,001**	2023 > 2024
	Sector (S)	2	0,169	0,085	0,972	0,383	
	A x S	2	0,048	0,024	0,273	0,762	
	Error	69	6,003	0,087			
P-Total (*)(**)	Año (A)	1	0,008	0,008	0,266	0,607	
	Sector (S)	2	0,182	0,091	3,069	0,053	
	A x S	2	0,012	0,006	0,194	0,824	
	Error	48	2,047	0,029			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Los resultados indican que el Fosfato presentó únicamente variabilidad inter anual, mostrando concentraciones significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2023. En contraste, el Fósforo Total presentó únicamente variabilidad espacial, con concentraciones significativamente más altas (p<0,05) registradas en el río Pichoy en comparación con la estación Rucaco (Tabla 3.4.10).

Tabla 3.4.10. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y CaA= Cayumapu A). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Fosfato (*)	Año (A)	1	1,624	1,624	17,718	**<0,001**	2023 > 2024
	Estación (E)	6	0,548	0,091	0,996	0,436	
	A x S	6	0,122	0,020	0,221	0,969	
	Error	61	5,593	0,092			
P-Total (*)(**)	Año (A)	1	0,008	0,008	0,289	0,593	
	Estación (E)	6	0,405	0,068	2,420	**0,037**	Pi > Ru; PI=Ci=SL=SC=Pu=CaA
	A x S	6	0,083	0,014	0,499	0,807	
	Error	61	1,700	0,028			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Estudios de periodicidad espacial y temporal: metales pesados y compuestos orgánicos persistentes

3.4.3. METALES PESADOS

Disueltos

Las Figuras 3.4.27 a 3.4.36 junto con las Tablas 10 a 14 del ANEXO 2, presentan la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disueltos, registradas entre abril de 2014 y diciembre de 2024.

En términos generales, el Hierro y Aluminio han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio, particularmente en los ríos tributarios Pichoy y Cayumapu. En el caso del Hierro, se registraron valores promedio cercanos a 180 µg/L, con máximos de 249 y 247 µg/L durante julio del año 2017 en Cayumapu y en abril del año 2021 en Pichoy, respectivamente.

Por otro lado, desde el año 2020 hasta la fecha (2024), se observa un incremento progresivo en las concentraciones de este metal, particularmente en las estaciones Ciruelos, Rucaco y Pichoy. Esta tendencia se evidencia exclusivamente durante el periodo de menor caudal hídrico (abril) (Fig. 3.4.27 y 3.4.28).

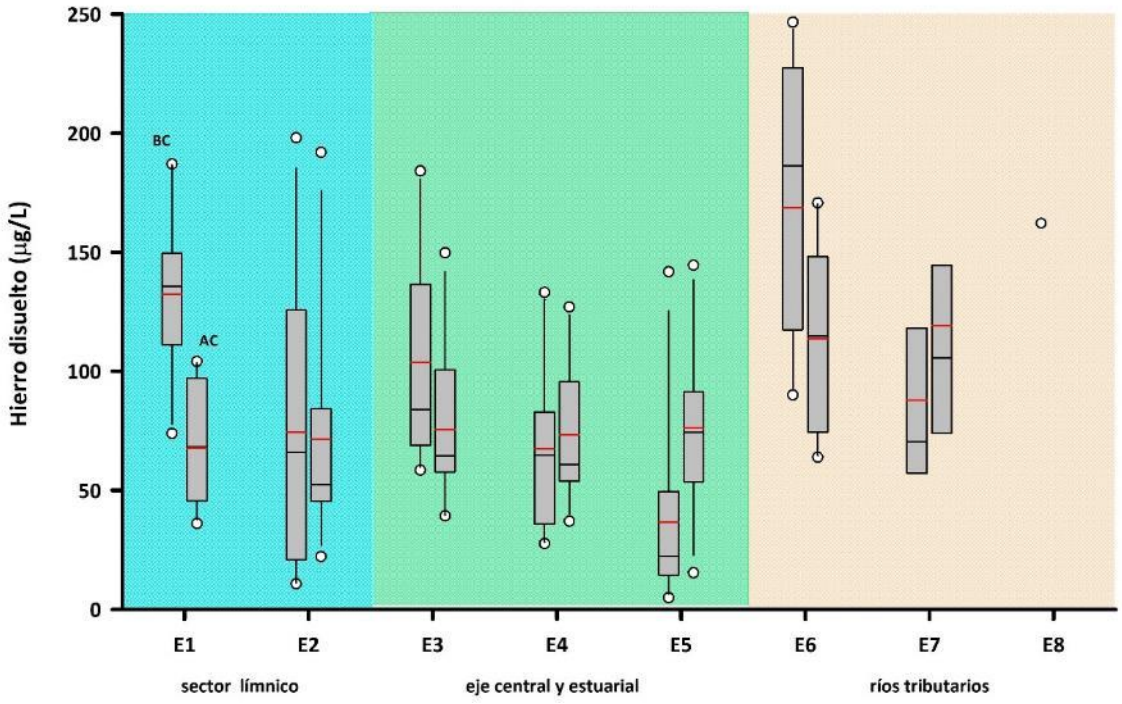


Figura 3.4.27. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

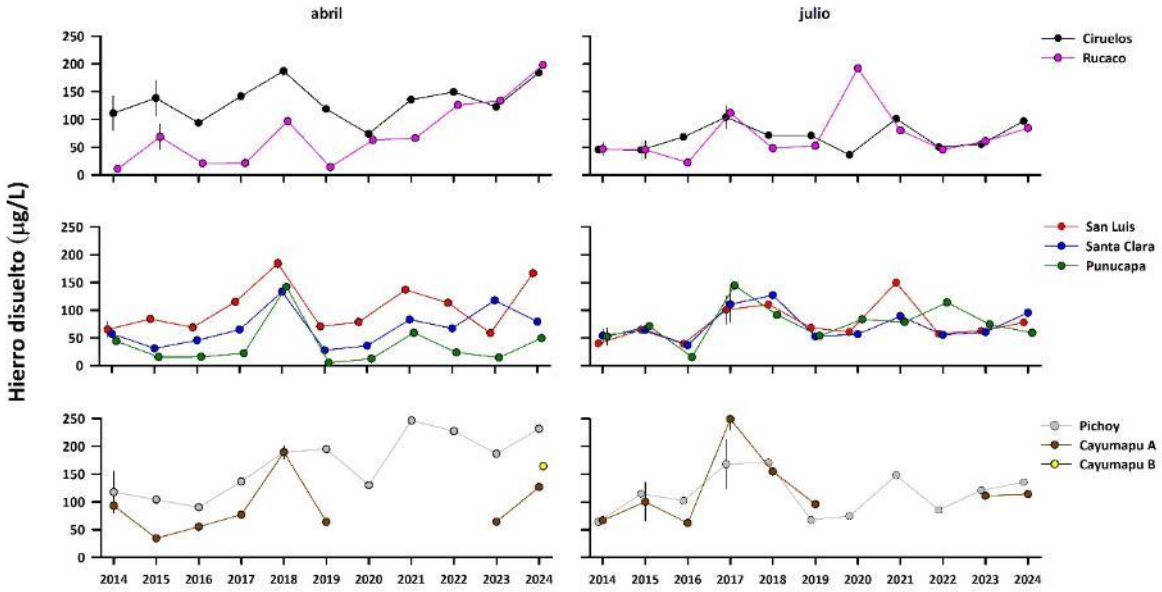


Figura 3.4.28. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

A su vez, el Aluminio presentó valores promedios cercanos a 20 µg/L, con un máximo de 150 µg/L registrado en la estación Rucaco durante el mes de julio del año 2020. Este valor no se ha registrado entre los años 2021 al 2024. Espacialmente, no se observaron diferencias entre las estaciones en estudio; sin embargo, temporalmente se evidenció un claro aumento de este metal durante las campañas de mayor caudal hídrico. En el año 2024 se registró una disminución en las concentraciones de Aluminio, en comparación con años anteriores, una tendencia claramente observada durante el periodo de mayor caudal hídrico (Fig. 3.4.29 y 3.4.30).

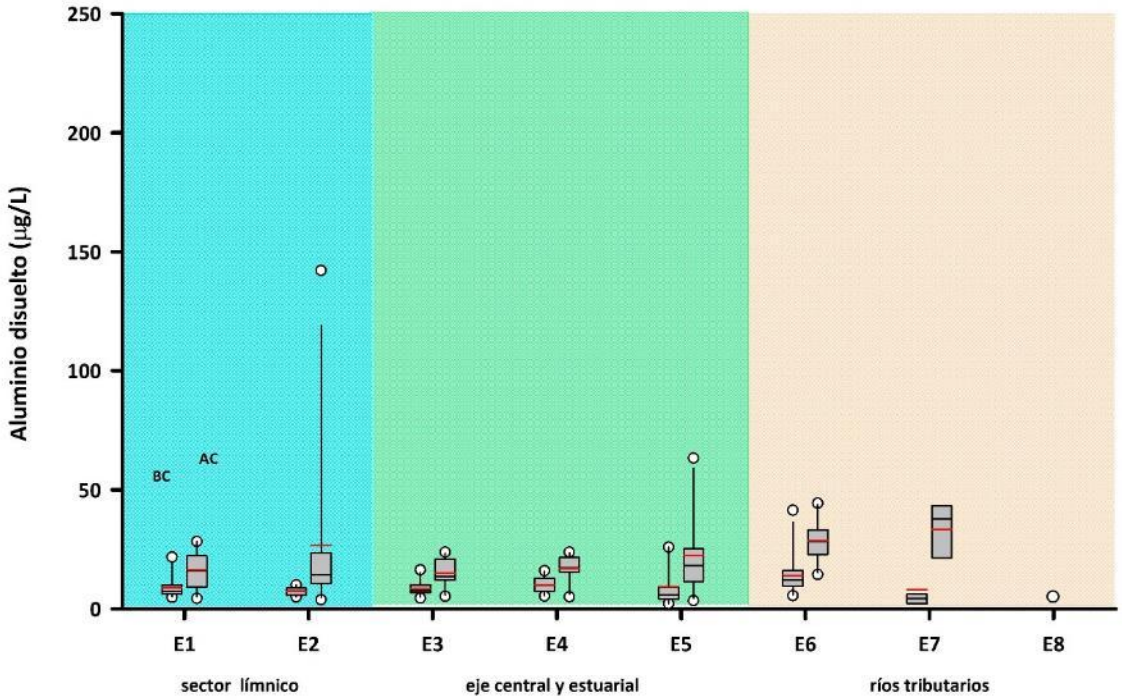


Figura 3.3.29. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

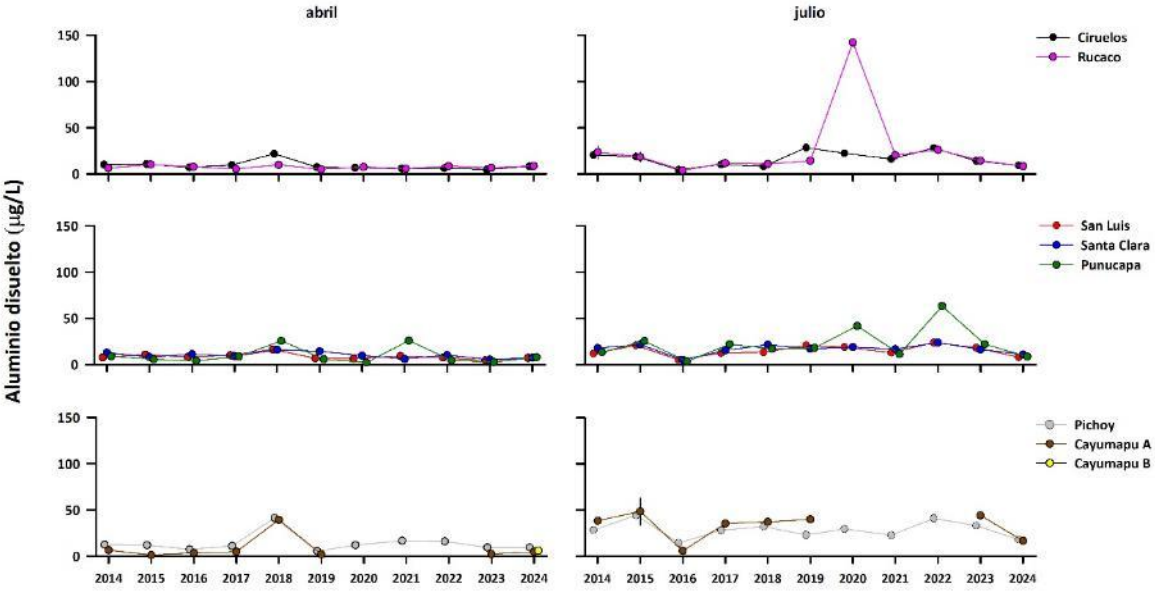


Figura 3.4.30. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

No se observaron tendencias estacionales definidas para el Hierro disuelto, en cuanto a la eventual relación entre concentraciones más altas y tipo de temporada referida (bajo caudal y alto caudal hídrico). En Ciruelos, San Luis y Pichoy, las concentraciones más altas de este elemento se registraron durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) (Fig. 3.4.27). En contraste, en Santa Clara, Punucapa y Cayumapu A, se observaron concentraciones más elevadas de Hierro disuelto durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio). Por su parte, en Rucaco, las concentraciones de este metal fueron similares durante ambas temporadas (Tabla 3.4.11 y Fig. 3.4.27). Por otro lado, las concentraciones de Aluminio disuelto fueron consistentemente más altas durante las temporadas de mayor caudal hídrico en todas las estaciones de muestreo (Tabla 3.4.11 y Fig. 3.4.30).

Tabla 3.4.11. Meses o temporadas (referidas a caudal hídrico), en los cuales el Hierro y Aluminio disueltos, tuvieron mayores concentraciones en cada una de las estaciones de muestreo. * = concentraciones similares en abril y julio; sd= estación no muestreada.

elemento	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	relación abr - jul
Hierro disuelto												
Ciruelos	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	julio	abril	abril	abril	10 - 1
Rucaco	julio	abril	*	julio	abril	julio	julio	julio	abril	abril	abril	5 - 5
San Luis	abril	abril	abril	abril	abril	*	abril	abril	abril	*	abril	9 - 0
Santa Clara	*	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	abril	abril	julio	4 - 6
Punucapa	julio	julio	*	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	julio	1 - 9
Pichoy	abril	julio	julio	julio	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	8 - 3
Cayumapu A	abril	julio	julio	julio	abril	julio	sd	sd	sd	julio	abril	3 - 5
Aluminio disuelto												
Ciruelos	julio	julio	abril	*	julio	abril	abril	abril	julio	julio	julio	4 - 6
Rucaco	julio	julio	abril	julio	*	julio	julio	julio	julio	julio	*	1 - 8
San Luis	julio	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	julio	julio	julio	1 - 10
Santa Clara	julio	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	julio	2 - 9
Punucapa	julio	julio	*	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	julio	2 - 8
Pichoy	julio	julio	julio	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	julio	2 - 9
Cayumapu A	julio	julio	*	julio	*	julio	sd	sd	sd	julio	julio	0 - 6

Las concentraciones de Hierro y Aluminio disueltos fueron notoriamente más altas que las de los otros tres metales analizados en este estudio. De esta forma, las concentraciones de Cobre fueron cercanas o inferiores a 1,5 µg L (Fig. 3.4.31 y 3.4.32), con máximos registrados en abril del año 2018, en todas las estaciones (*circa* 2 µg L), espacialmente no se observan diferencias. Por su parte, las concentraciones de Zinc y Plomo disueltos fueron, en general, inferiores a 4,0 (Fig. 3.4.33 y 3.4.34) y 0,05 µg L (Fig. 3.4.35 y 3.4.36), respectivamente. El valor más alto de Zinc se registró en abril del año 2022 en aguas de la estación Ciruelos (*circa* 8 µg L) (Fig. 3.4.34), mientras que la mayor concentración de Plomo se observó en julio del año 2020 en aguas de Rucaco (*circa* 0,10 µg L) (Fig. 3.4.36). Estas concentraciones no se detectaron durante las campañas realizadas el año 2024.

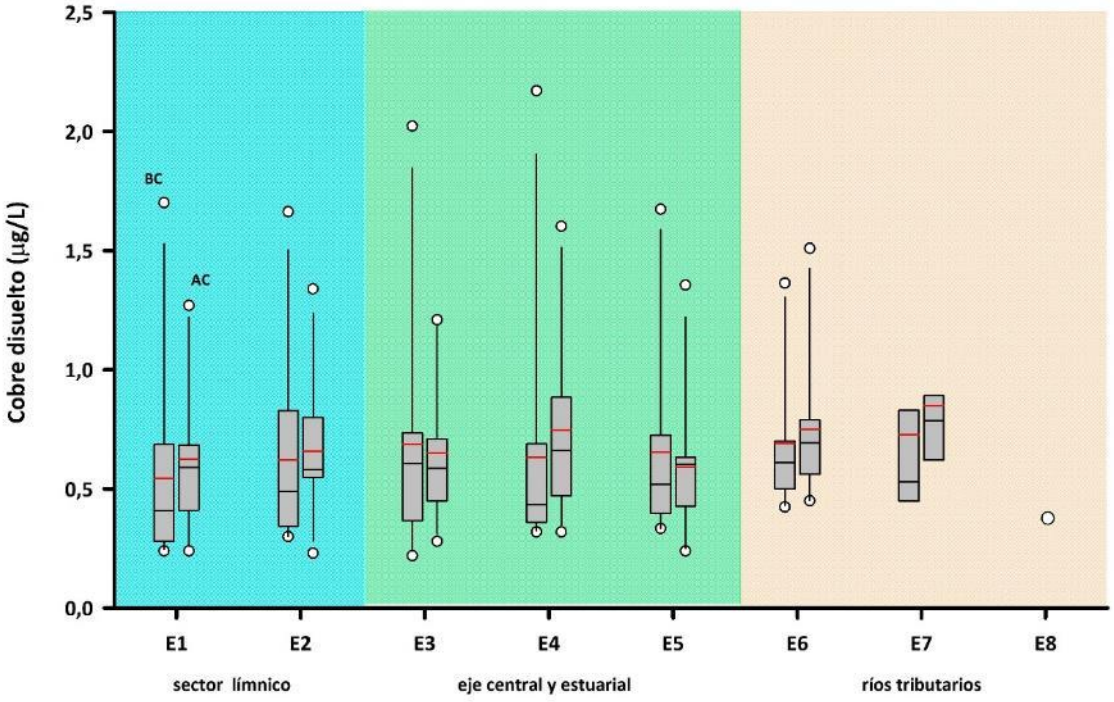


Figura 3.4.31. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

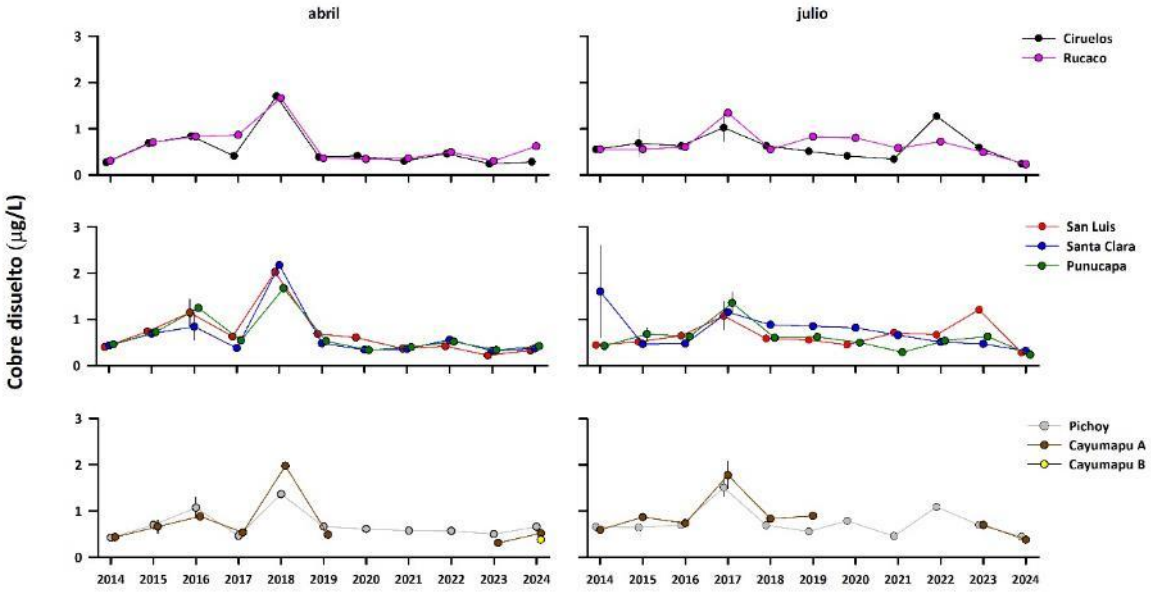


Figura 3.4.32. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

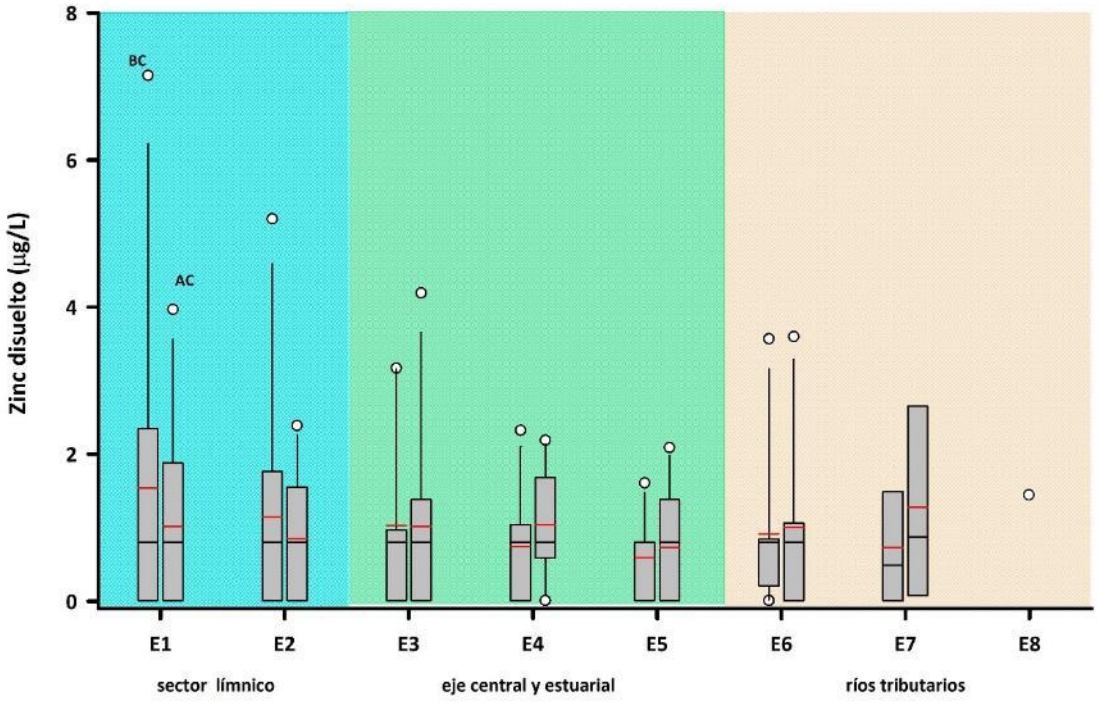


Figura 3.4.33. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

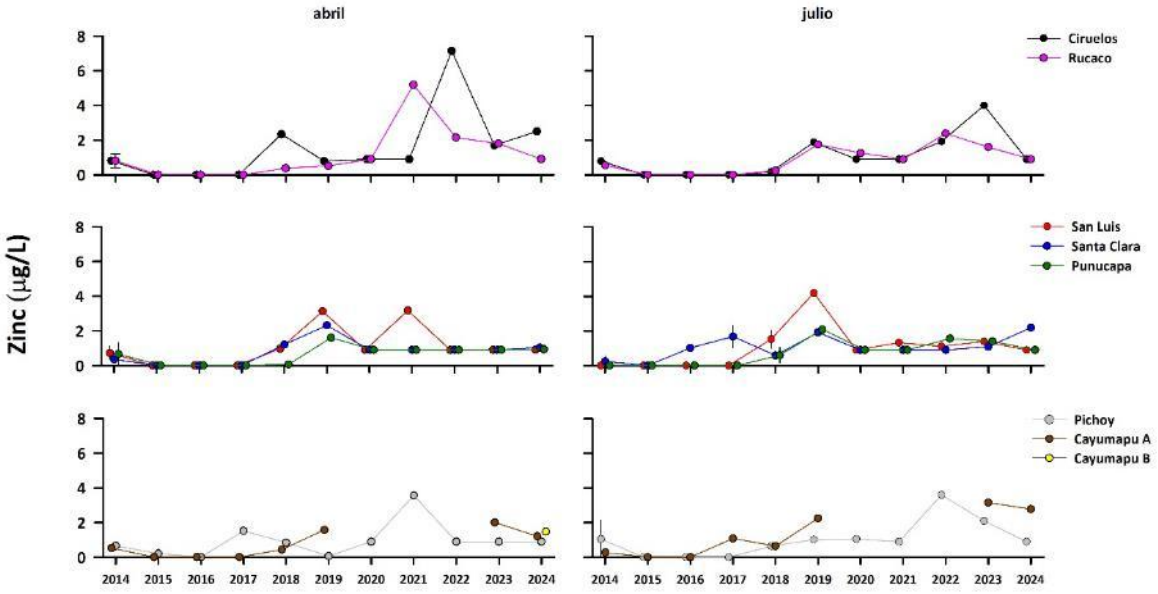


Figura 3.4.34. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

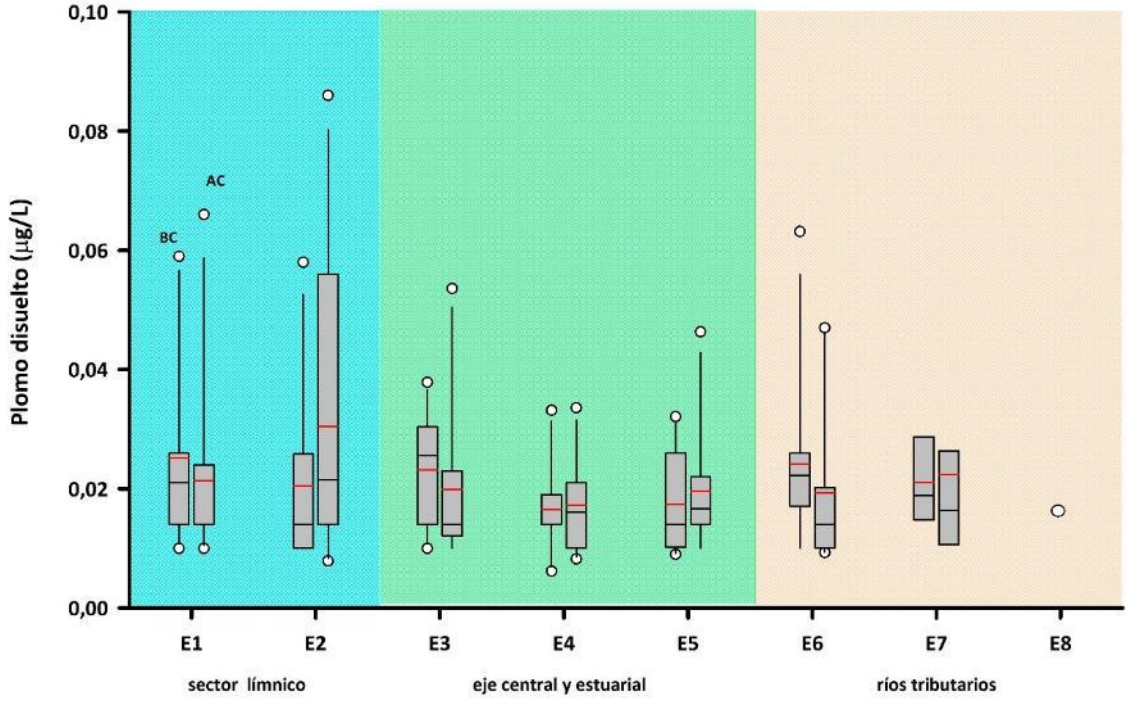


Figura 3.4.35. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

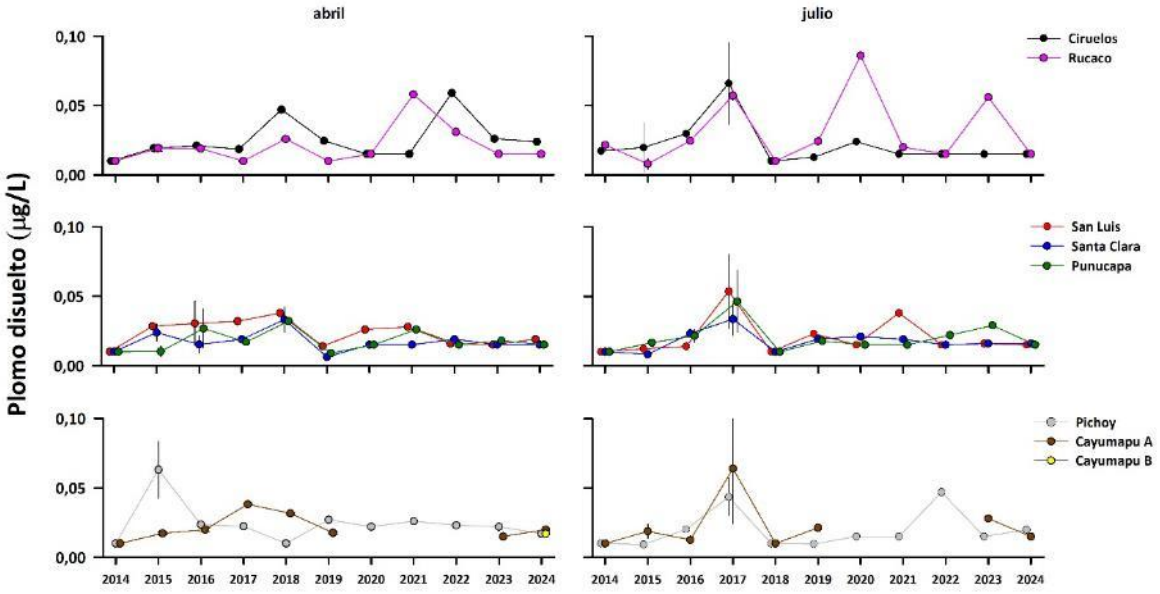


Figura 3.4.36. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

Análisis estadístico univariado

ANOVA y test *a posteriori* temporada menor caudal hídrico (abril del período 2014-2024)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, los valores promedio de Hierro, Aluminio y Cobre disueltos mostraron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.12). El Hierro presentó concentraciones más altas durante los años 2018 y 2024, particularmente en las estaciones Ciruelos y Pichoy (Tabla 3.4.12). De igual forma, el Aluminio fue significativamente más alto ($p<0,05$) durante el año 2018 en todas las estaciones, excepto en Cayumapu A (Tabla 3.4.12). Por último, el Cobre presentó concentraciones significativamente más altas ($p<0,05$) durante los años 2015, 2016 y 2018, particularmente en la estación Pichoy en comparación con Cayumapu A (Tabla 3.4.12).

Por su parte, el Plomo y Zinc disueltos presentaron únicamente diferencias temporales (p<0,05). El Plomo fue significativamente más bajo (p<0,05) durante el año 2014, mientras que el Zinc presentó valores significativamente más bajo (p<0,05) durante los años 2015, 2016 y 2017 (Tabla 3.4.12).

Tabla 3.4.12. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de Hierro, Aluminio, Cobre, Plomo y Zinc disuelto, registradas durante las temporadas de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y CaA=Cayumapu A). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Hierro (*)(**)	Año	10	2,523	0,252	5,816	**<0,001**	18=24>14=15=16=17=19=20=21=22=23
	Estación	6	4,906	0,818	18,847	**<0,001**	Ci=Pi>Ru=SL=SC=CaA>Pu
	Error	57	2,473	0,043			
	Total	73	9,894	0,136			
Aluminio (*)(**)	Año	10	2,054	0,205	6,080	**<0,001**	18>14=15=16=17=19=20=21=22=23=24
	Estación	6	1,059	0,177	5,226	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu=Pi>CaA
	Error	57	1,925	0,034			
	Total	73	5,025	0,069			
Cobre (*)	Año	10	3,217	0,322	40,808	**<0,001**	18=15=16>14=17=19=20=21=22=23=24
	Estación	6	0,152	0,025	3,209	**0,009**	Pi>Ci; Pi=Ru=SL=SC=Pu=CaA
	Error	57	0,449	0,008			
	Total	73	3,836	0,053			
Plomo (*)(**)	Año	10	1,152	0,115	4,070	**<0,001**	15=16=17=18=19=20=21=22=23=24>14
	Estación	6	0,269	0,045	1,585	0,168	
	Error	57	1,613	0,028			
	Total	73	3,026	0,041			
Zinc (*)(**)	Año	10	51,787	5,179	29,953	**<0,001**	14=18=19=20=21=22=23=24>15=16=17
	Estación	6	0,806	0,134	0,776	0,592	
	Error	57	9,855	0,173			
	Total	73	62,940	0,862			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor caudal hídrico (julio del período 2014-2024)

Durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2024, los valores promedio de Hierro y Aluminio disueltos, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.13). El Hierro presentó concentraciones más altas durante el año 2017, mientras que el Aluminio registró sus valores más altos durante los años 2020 y 2022. Espacialmente, las concentraciones de ambos metales fueron más altas en los ríos Cayumapu A y Pichoy (Tabla 3.4.13).

En cuanto al Cobre, Plomo y Zinc disueltos, estos presentaron únicamente diferencias temporales ($p<0,05$). Las concentraciones de Cobre y Plomo fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2017, mientras que las de Zinc fueron significativamente más altas a lo largo de los últimos siete años de estudio, periodo 2018-2024 (Tabla 3.4.13).

Tabla 3.4.13. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de Hierro, Aluminio, Cobre, Plomo y Zinc disuelto, registradas durante las temporadas de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2024, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y CaA=Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Hierro (*)(**)	Año	10	1,482	0,148	7,861	**<0,001**	17>15=18=19=20=21=22=23=24=14=16
	Estación	6	0,691	0,115	6,105	**<0,001**	CaA=Pi>Ci=Ru=SL=SC=Pu
	Error	57	1,075	0,019			
	Total	73	3,218	0,044			
Aluminio (*)(**)	Año	10	3,597	0,360	15,797	**<0,001**	20=22>14=15=17=18=19=21=23>16=24
	Estación	6	1,200	0,200	8,782	**<0,001**	CaA=Pi>Ci=Ru=SL=SC=Pu
	Error	57	1,298	0,023			
	Total	73	5,872	0,080			
Cobre (*)(**)	Año	10	1,566	0,157	11,169	**<0,001**	17>14=15=16=18=19=20=21=22=23>24
	Estación	6	0,178	0,030	2,116	0,065	
	Error	57	0,799	0,014			
	Total	73	2,550	0,035			
Plomo (**)	Año	10	2,448	0,245	9,625	**<0,001**	17>14=15=16=19=20=21=22=23=24>18
	Estación	6	0,201	0,033	1,315	0,266	
	Error	57	1,450	0,025			
	Total	73	4,095	0,056			
Zinc (*)(**)	Año	10	50,269	5,027	21,042	**<0,001**	18=19=20=21=22=23=24>14=15=16=17
	Estación	6	2,378	0,396	1,659	0,148	
	Error	57	13,617	0,239			
	Total	73	65,669	0,900			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

Particulados

Las Figuras 3.4.37 a la 3.4.40 y Tablas 15 a 16 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro y Aluminio particulado, desde abril de 2014 a diciembre de 2024.

Las concentraciones más altas de Hierro particulado se detectaron en aguas del sector límnico (hasta aproximadamente 200.000 a 250.000 µg/g). Destaca un registro significativamente elevado durante abril del año 2021 en la estación Rucaco (*circa*

650.000 µg/g), probablemente un dato atípico (outlier) que, hasta la fecha no se ha vuelto a observar (Fig. 3.4.37), valor que durante el año 2024 no fue registrado en el área de estudio. En las demás estaciones, los valores más altos fueron cercanos a los 200.000 µg/g (Fig. 3.4.38) durante los meses de abril y julio.

De manera similar, las concentraciones más altas de Aluminio particulado se registraron en aguas del sector límnico, particularmente en la estación Ciruelos (hasta aproximadamente 200.000 µg g), con un valor máximo histórico registrado durante el mes de abril del año 2017 (414.367 µg/g) (Fig. 3.4.39). En contraste, las aguas del río Pichoy presentaron las concentraciones más bajas de Aluminio particulado, generalmente por debajo de los 100.000 µg/g, durante ambos periodos de muestreo (Fig. 3.4.40).

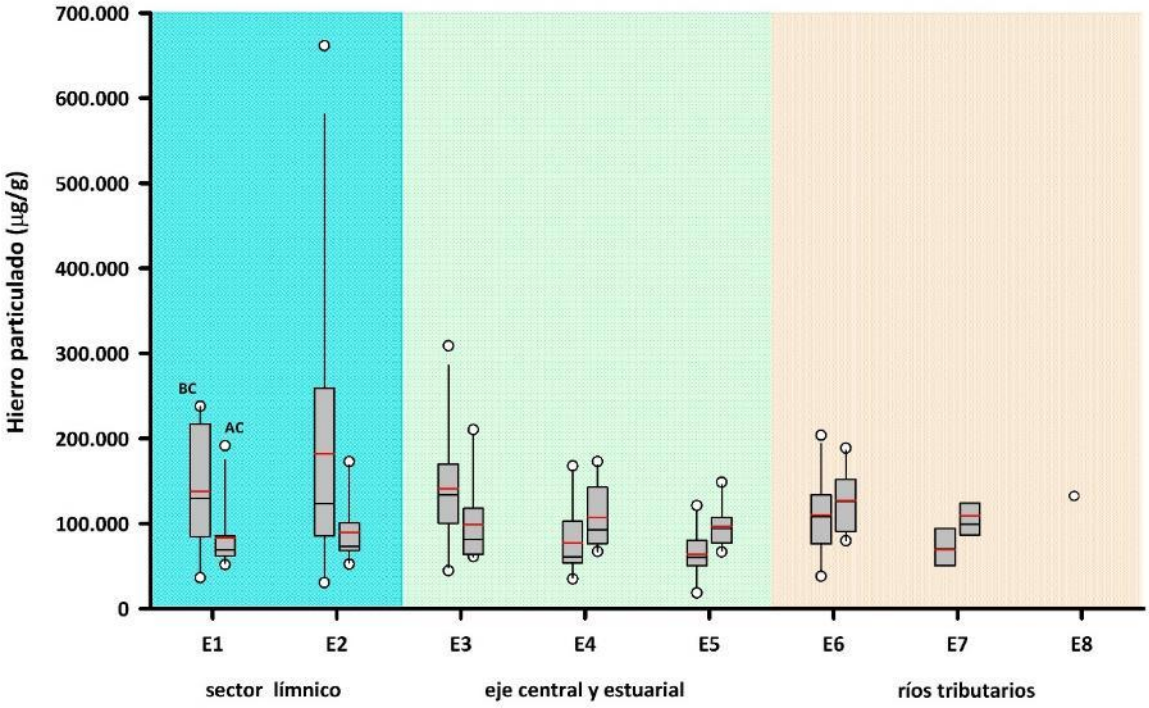


Figura 3.4.37. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

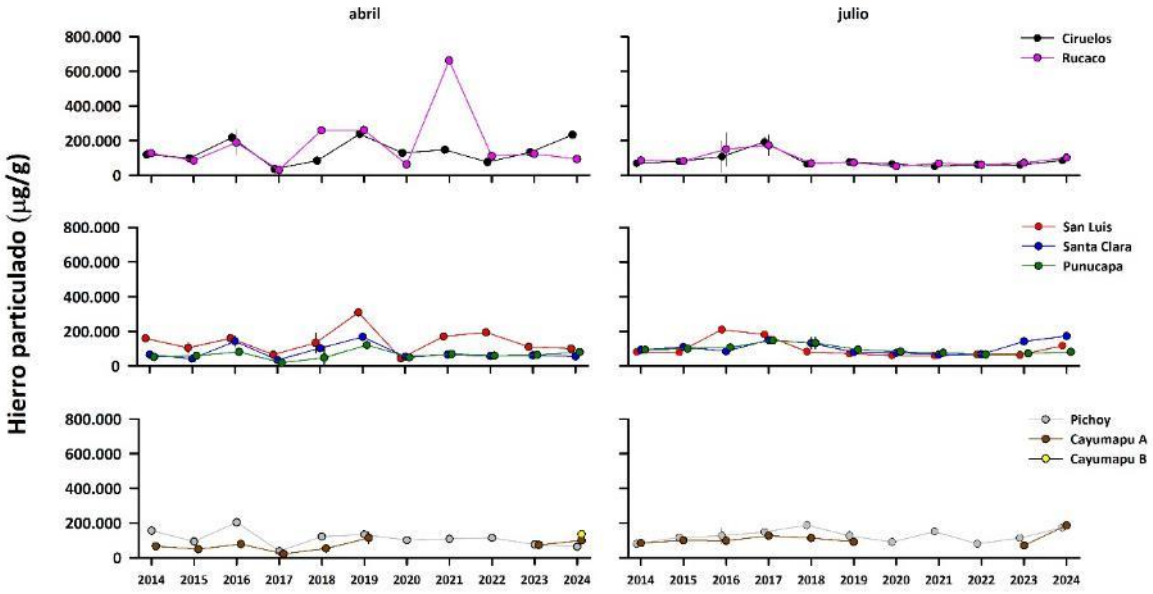


Figura 3.4.38. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

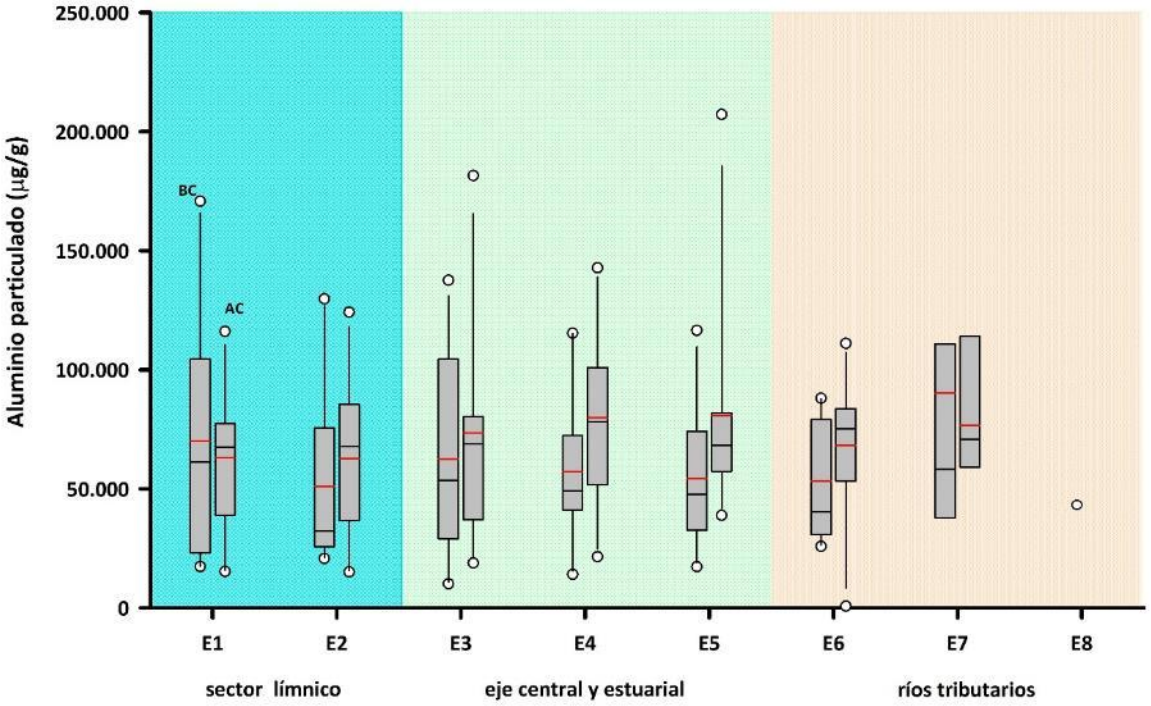


Figura 3.4.39. Comparación de variabilidad espacial de la concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

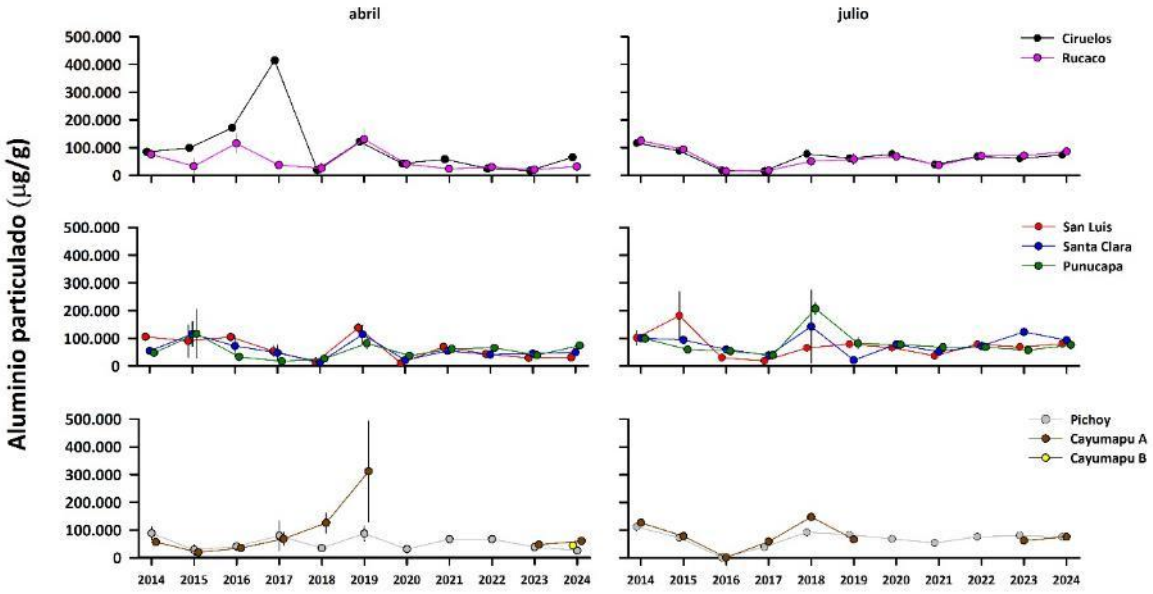


Figura 3.4.40. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

No se identificaron tendencias claras para el Hierro particulado, en cuanto a, en que temporada (referida a caudal hídrico) ocurrieron sus concentraciones más altas: mientras que, en las estaciones Ciruelos, Rucaco, San Luis y Pichoy, se registraron las concentraciones más altas de Hierro particulado durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), en Santa Clara, Punucapa y Cayumapu A, se estimaron valores más altos de Hierro particulado durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) (Tabla 3.4.14).

Por otro lado, las concentraciones de Aluminio particulado mostraron una tendencia clara en relación con la temporada de caudal hídrico, registrándose las concentraciones más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) en todas las estaciones del área de estudio (Tabla 3.4.14).

Tabla 3.4.14. Meses o temporadas (referidas a caudal hídrico), en los cuales el Hierro y Aluminio particulados, tuvieron mayores concentraciones en cada una de las estaciones de muestreo. * = concentraciones similares en abril y julio; sd= estación no muestreada.

elemento	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	relación abril - julio
Hierro particulado												
Ciruelos	abril	abril	abril	julio	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	10 - 1
Rucaco	abril	*	abril	julio	abril	abril	abril	abril	abril	abril	julio	8 - 2
San Luis	abril	abril	julio	julio	abril	*	julio	abril	abril	abril	julio	6 - 4
Santa Clara	julio	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	2 - 9
Punucapa	julio	julio	julio	julio	julio	abril	julio	*	*	julio	julio	1 - 8
Pichoy	abril	julio	abril	julio	julio	abril	abril	abril	abril	julio	julio	6 - 5
Cayumapu A	abril	julio	julio	julio	julio	abril	sd	sd	sd	*	julio	2 - 5
Aluminio particulado												
Ciruelos	julio	abril	abril	*	julio	abril	julio	abril	julio	Julio	julio	4 - 6
Rucaco	julio	julio	abril	abril	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	3 - 8
San Luis	*	julio	abril	abril	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	4 - 6
Santa Clara	julio	abril	abril	abril	julio	abril	julio	*	julio	julio	julio	4 - 6
Punucapa	julio	abril	julio	julio	julio	*	julio	*	*	julio	julio	1 - 7
Pichoy	julio	julio	abril	abril	julio	*	julio	*	*	julio	julio	2 - 6
Cayumapu A	julio	julio	abril	abril	julio	abril	sd	sd	sd	julio	julio	3 - 5

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor y menor caudal hídrico (abril-julio del período 2014-2024)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, únicamente el Hierro particulado presentó diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo. Las concentraciones más altas se registraron durante los años 2016 y 2019, particularmente en las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis, ubicadas en el eje central del HRC (Tabla 3.4.15). Por otro lado, las concentraciones de Aluminio particulado, solo mostraron únicamente variabilidad temporal ($p<0,05$), con valores más altos registrados el año 2019, en comparación con los registrados durante los años 2018, 2020 y 2023 (Tabla 3.4.15).

Durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio), las concentraciones de Hierro particulado fueron significativamente más altas (p<0,05) durante los años 2016, 2017 y 2024, particularmente en aguas del río Pichoy en comparación con las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis (Tabla 3.4.15). En contraste con el Hierro particulado, el Aluminio particulado presentó sus concentraciones más bajas (p<0,05) durante los años 2016 y 2017, sin evidencia de variabilidad espacial (Tabla 3.4.15)

Tabla 3.4.15. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado, registradas durante las temporadas de menor y mayor caudal hídrico (abril-julio) del período 2014-2024, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y CaA=Cayumapu A). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Abril							
Hierro (**)	Año	10	2,658	0,266	11,670	**<0,001**	16=19>21=14=15=18=20=22=23=24>17
	Estación	6	1,450	0,242	10,607	**<0,001**	Ci=Ru=SL>SC=Pu=CaA; Ci=Ru=SL=Pi
	Error	57	1,298	0,029			
	Total	73	5,415	0,074			
Aluminio (**)	Año	10	2,690	0,269	3,966	**<0,001**	19>18=20=23; 18=14=15=16=17=19=21=22=24
	Estación	6	0,271	0,045	0,666	0,677	
	Error	57	3,867	0,068			
	Total	73	6,879	0,094			
Julio							
Hierro (*)(**)	Año	10	0,893	0,089	8,971	**<0,001**	16=17=24>14=15=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,267	0,045	4,479	**<0,001**	Pi>Ci=Ru=SL; Pi=SC=Pu=CaA
	Error	57	0,567	0,010			
	Total	73	1,746	0,024			
Aluminio (*)(**)	Año	10	5,805	0,580	7,424	**<0,001**	14=15=18=19=20=21=22=23=24>16=17
	Estación	6	0,366	0,061	0,780	0,589	
	Error	57	4,457	0,078			
	Total	73	10,639	0,146			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

3.4.4. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS Y COMPUESTOS ÓRGANO-HALOGENADOS ADSORBIBLES (AOX)

Ácidos grasos

Las Figuras 3.4.41 a 3.4.42 jun to con la Tabla 17 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal de las concentraciones de Ácidos grasos entre abril de 2014 y diciembre de 2024. Los valores máximos de estas concentraciones se registraron en abril de 2014, dentro de un rango aproximado de 4 a 30 µg/L (Fig. 3.4.41 y 3.4.42). Posteriormente y de manera progresiva hasta el año 2024, las concentraciones de Ácidos grasos disminuyeron, llegando a valores inferiores a 2 µg/L en toda el área de estudio (Fig. 3.4.41 y 3.4.42). Aunque espacialmente, no se detectaron tendencias definidas, se evidenció una marcada estacionalidad, con concentraciones más altas durante los periodos de menor caudal hídricos (Fig. 3.4.41 y 3.4.42).

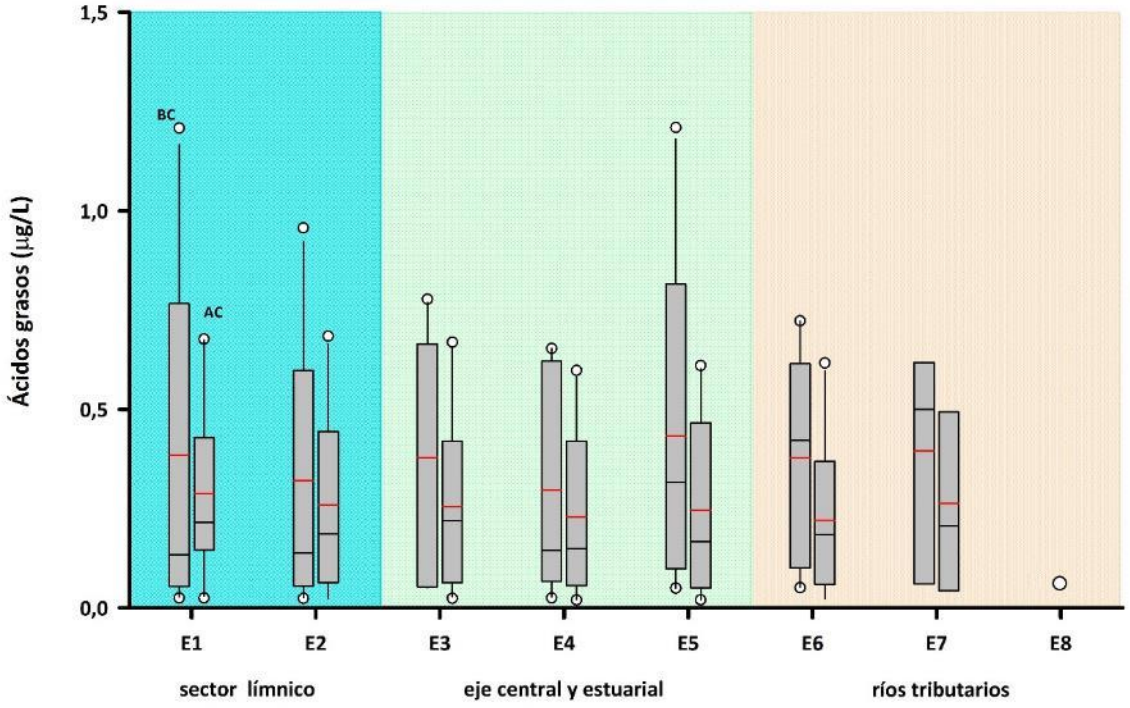


Figura 3.4.41. Comparación de variabilidad espacial de la concentración de Ácidos grasos en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

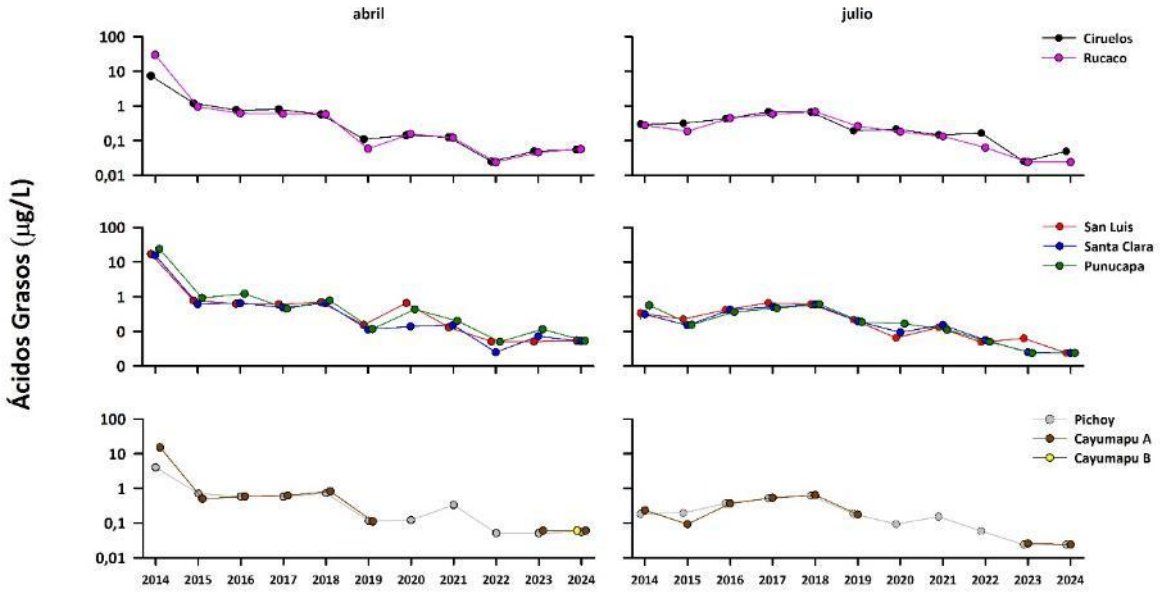


Figura 3.4.42. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Ácidos grasos en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

Ácidos resínicos

Durante los once años de este Programa de Monitoreo (2014-2024), no se han detectado Ácidos resínicos. El límite de cuantificación para este compuesto es de 0,080 µg/L.

Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX)

La Figura 3.4.43 a 3.4.44 y Tabla 18 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de AOX, desde abril de 2014 a diciembre de 2024.

En términos generales, el agua de las estaciones Ciruelos (aguas arriba del HRC) y Pichoy (río tributario del HRC), han han registrado las concentraciones más bajas de AOX (< 20 µg/L), en ambas campañas (abril y julio). Sin embargo, durante la campaña de abril de 2023, la estación Pichoy mostró un notable incremento en las concentraciones de este compuesto (*circa* a 100 µg/L), aumento no registrado durante la campaña del año 2024 (Fig. 3.4.43 y 3.4.44). Exceptuando las altas concentraciones de AOX medida en el agua

de las estaciones Punucapa y Cayumapu A durante abril del año 2015 (*circa* 160 y 130 µg/L, respectivamente), las concentraciones más altas de este compuesto se registraron, de forma consistente, en aguas de la estación Rucaco durante los períodos de menor caudal hídrico (abril), alcanzando valores de hasta *circa* 60-80 µg/L.

La excepción a lo anterior, ocurrió durante abril y julio de 2021, cuando las aguas de Rucaco, junto con las de las demás estaciones, presentaron valores de AOX inferiores a 20 µg/L. En contraste, durante la campaña de abril 2022, las concentraciones de AOX registradas en aguas de Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa fueron superiores a 40 µg/L, aunque estas disminuyeron progresivamente durante las campañas de los años 2023 y 2024, en toda el área de estudio (Fig. 3.4.43 y 3.4.44).

Las concentraciones de AOX evidenciaron una marcada tendencia estacional, registrándose los valores más altos durante las campañas de bajo caudal hídrico (abril) en las estaciones ubicadas en el río Cruces (Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) y en el río Cayumapu A (Fig. 3.4.43 y 3.4.44). La estación complementaria Cayumapu B presentó concentraciones de AOX similares a las otras estaciones durante el periodo de menor caudal hídrico.

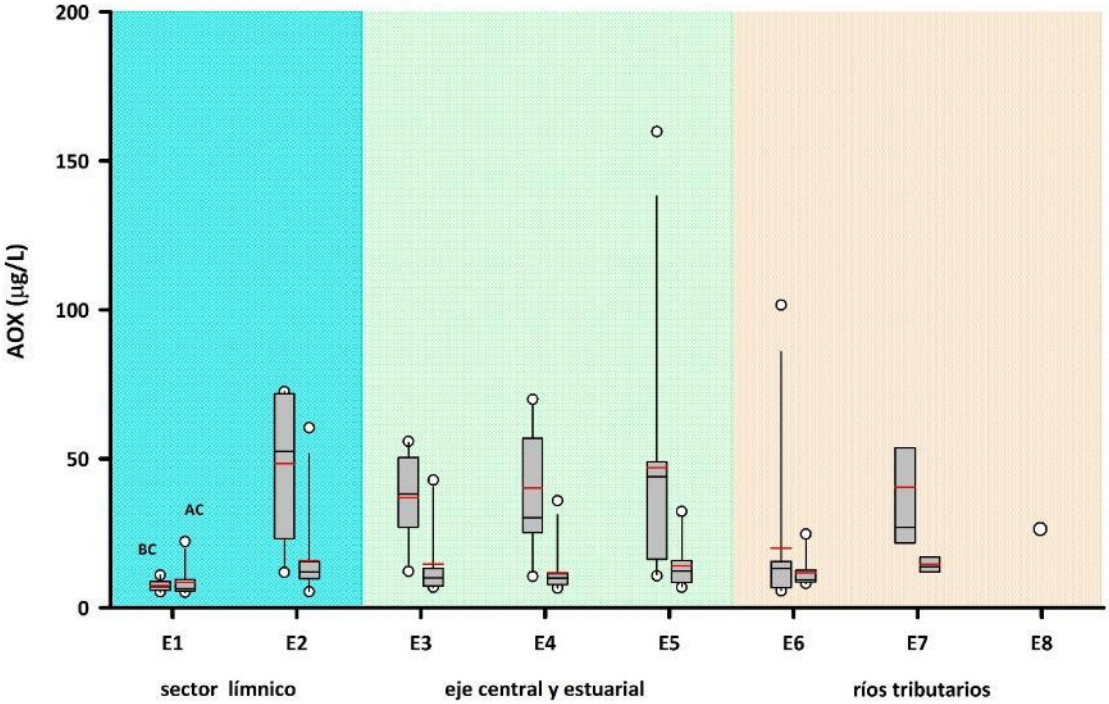


Figura 3.4.43. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de AOX en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

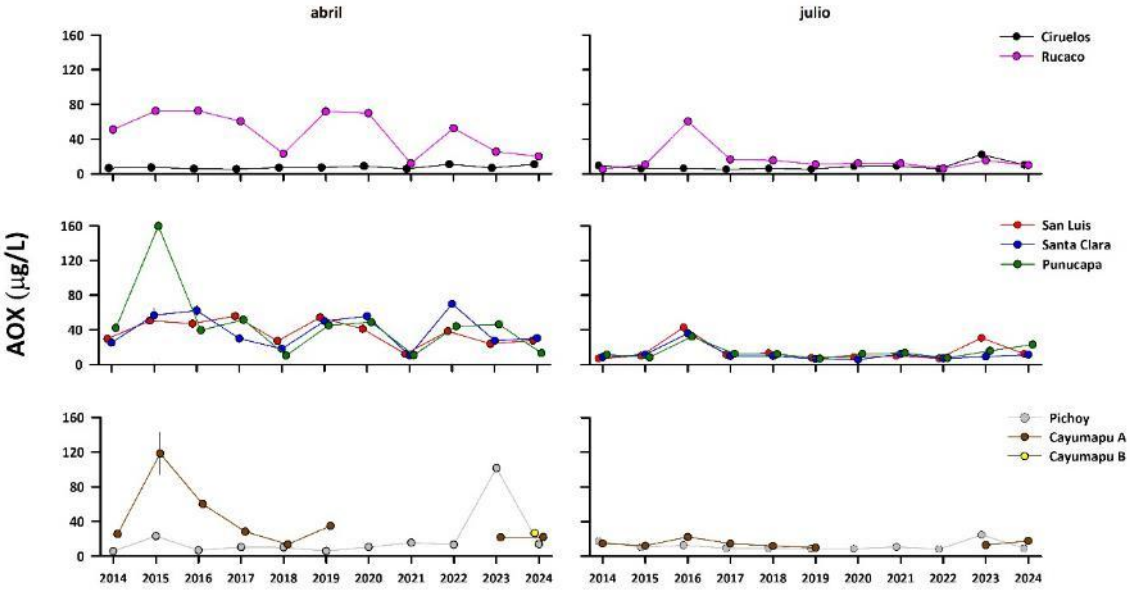


Figura 3.4.44. Comparación de la variabilidad inter anual de las concentraciones de los compuestos órgano-halogenados absorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor y menor caudal hídrico (abril-julio del período 2014-2024)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, solo los AOX, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo, estas concentraciones fueron más altas el año 2015, particularmente en el eje central (Rucaco; San Luis, Santa Clara y Punucapa) y el río tributario Cayumapu A (Tabla 3.4.16), mientras que las concentraciones de ácidos grasos, solo presentaron variabilidad temporal ($p<0,05$), siendo estas más altas el año 2014 (Tabla 3.4.16).

Por su parte, durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio) ambos compuestos presentaron deferencias significativas ($p<0,05$) inter anuales y espaciales, mientras que, los Ácidos grasos fueron más altos los años 2017 y 2018, particularmente en Ciruelos *vs* los ríos tributarios (Pichoy y Cayumapu A), los AOX fueron más altos el año 2016 en las estaciones Rucaco, San Luis, Punucapa y el río Cayumapu A (Tabla 3.4.16).

Tabla 3.4.16. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de ácidos grasos y AOX, registradas durante las temporadas de menor y mayor caudal hídrico (abril-julio) del período 2014-2024, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y CaA=Cayumapu A). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Abril							
Ácidos grasos (**)	Año	10	36,941	3,694	143,395	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21>22=23=24
	Estación	6	0,291	0,291	1,882	0,100	
	Error	57	1,468	1,468			
	Total	73	38,868	38,868			
AOX (**)	Año	10	2,148	0,215	4,257	**<0,001**	15>14=18=21=24; 15=16=17=19=20=22=23
	Estación	6	5,275	0,879	17,421	**<0,001**	Ru=SL=SC=Pu=CaA>Ci=Pi
	Error	57	2,877	0,051			
	Total	73	10,330	0,142			
Julio							
Ácidos grasos (**)	Año	10	15,540	1,554	114,832	**<0,001**	18=17>16=14>19>15=20=21=22>23=24
	Estación	6	0,224	0,037	2,759	**0,020**	Ci>CaA=Pi; Ci=Ru=SL=SC=Pu
	Error	57	0,771	0,014			
	Total	73	16,490	0,226			
AOX (*)(**)	Año	10	1,590	0,159	6,942	**<0,001**	16>14=15=16=17=18=19=20=21=22=23=24
	Estación	6	0,416	0,069	3,024	**0,012**	Ru=SL=Pu=CaA>Ci; Ci=Pi=SC
	Error	57	1,306	0,023			
	Total	73	3,360	0,046			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

3.4.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
Análisis estadístico multivariado

En el ACP, las dos primeras componentes principales explican el 34% de la varianza total de la base de datos analizada (Fig. 3.4.45 a 3.4.47).

Comparación entre años (2014 al 2024)

El resultado del análisis por año (Fig. 3.4.45), muestra una diferenciación inter anual estadísticamente significativa (PERMANOVA R^2=0,30; p<0,0001): la Figura 3.4.45 muestra que los centroides (elipses coloreadas) que representan los muestreos ejecutados durante los años 2016, 2017, 2018 y 2022, tienden a segregarse verticalmente

en el plano X - Y del resto de los centroides anuales debido principalmente a las concentraciones más altas de oxígeno (O2 y SatO2), Cobre disuelto (Cud), Plomo disuelto (Pbd) y pH más alcalinos. Adicionalmente, los centroides que representan los muestreos efectuados en 2014, 2015, 2023 y 2024 se diferencian del resto debido a las mayores concentraciones de Zinc disuelto (Znd), sólidos suspendidos totales (SST) y Aluminio particulado (Alp) (Fig. 3.4.45).

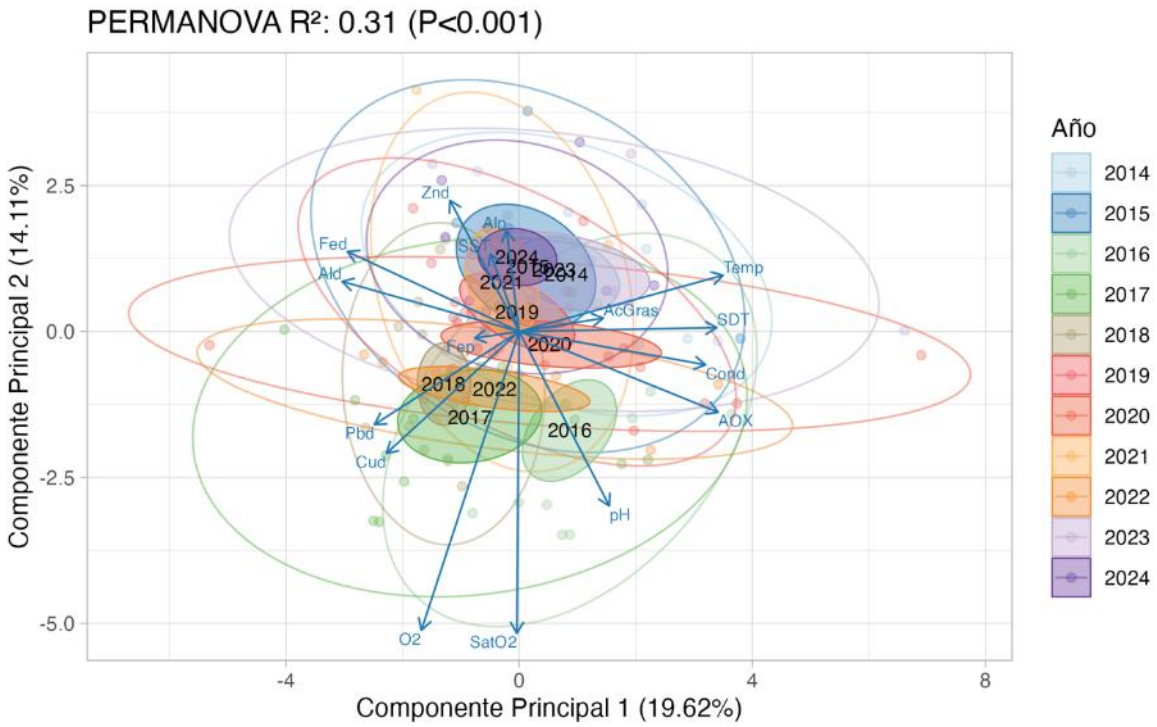


Figura 3.4.45. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua: puntajes agrupados por años de muestreo (2014 al 2024). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Los resultados de un análisis de tendencias de Mann y Kendall revelaron que, del total de los parámetros analizados en el agua superficial del área de estudio, sólo el Zinc disuelto mostró una tendencia ascendente estadísticamente significativa (Tabla 3.4.17). En la Figura 3.4.46 se entrega el “boxplot” y análisis de tendencia del Zinc disuelto, observándose, en términos generales, un incremento en las concentraciones medidas

entre 2016 y 2021, con concentraciones promedio máximas en abril 2021, campaña luego de la cual, los niveles de este parámetro tienden a estabilizarse en niveles promedio que oscilan entre 1,5 y 2 µg/l.

Tabla 3.4.17. Resultado de la prueba de Mann y Kendall para el análisis de tendencias en parámetros medidos en el agua superficial. "**+**" indica la existencia de una tendencia ascendente estadísticamente significativa.

Parámetro	Tau	valor-p	
Temperatura	-0,1909	0,2251	
pH	-0,1775	0,2594	
Conductividad	-0,0649	0,6930	
Sólidos disueltos totales (SDT)	0,0476	0,7780	
Oxígeno disuelto	-0,1082	0,4986	
Saturación de Oxígeno	-0,2641	0,0907	
Sólidos suspendidos totales (SST)	-0,1169	0,4635	
Metales pesados disueltos			
Hierro	0,2900	0,0627	
Aluminio	0,0216	0,9102	
Cobre	-0,2900	0,0627	
Zinc	0,5553	0,0003	+
Plomo	0,0781	0,6315	
Metales pesados particulados			
Hierro	-0,0216	0,9102	
Aluminio	-0,1255	0,4298	
Compuestos orgánicos			
Ácidos grasos	-0,1082	0,4986	
AOX	-0,7056	0,0000	

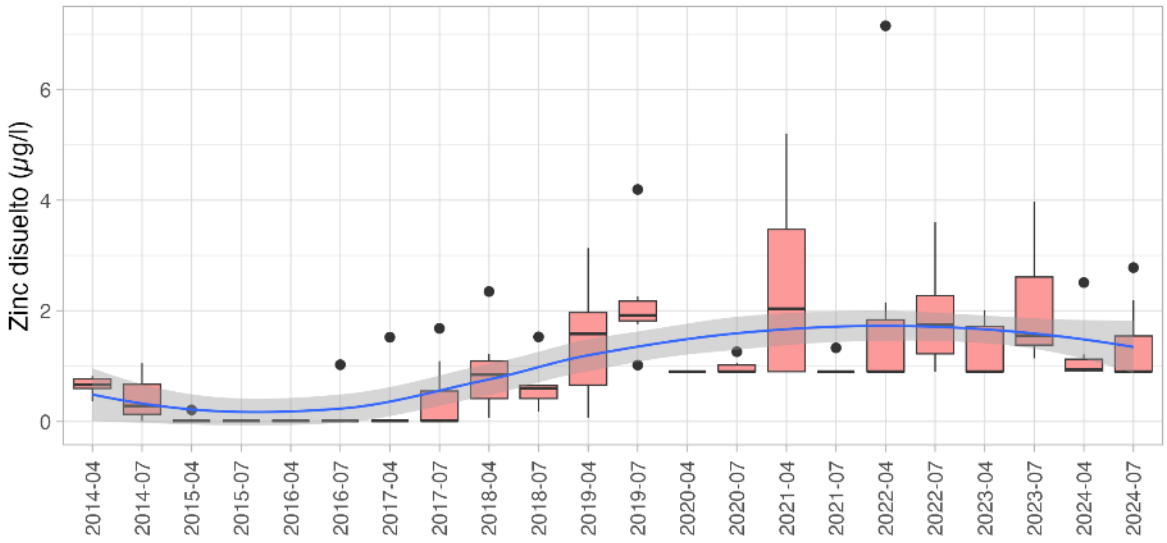


Figura 3.4.46. Boxplot y análisis de tendencia para Zinc disuelto medido en aguas superficiales del río Cruces. En el eje X se entrega la fecha de las campañas de terreno.

Comparación entre temporadas (abril *vs* julio, años 2014 al 2024)

El resultado del análisis por temporadas, muestra una diferenciación estadísticamente significativa entre las mismas (PERMANOVA R^2=0,19; p<0,01): la Figura 3.4.47 muestra que los centroides que representan los muestreos ejecutados durante los meses de abril y julio se separan primariamente a través del eje horizontal o X de la misma. Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), hubo valores más altos de temperatura (Temp), sólidos disueltos totales (SDT), conductividad (Cond), AOX y pH más alcalinos; por el contrario, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) hubo mayores concentraciones de Zinc disuelto (Znd), Hierro disuelto (Fed), Aluminio disuelto (Ald), Plomo disuelto (Pbd) y Cobre disuelto (Cud) (Fig. 3.4.47).

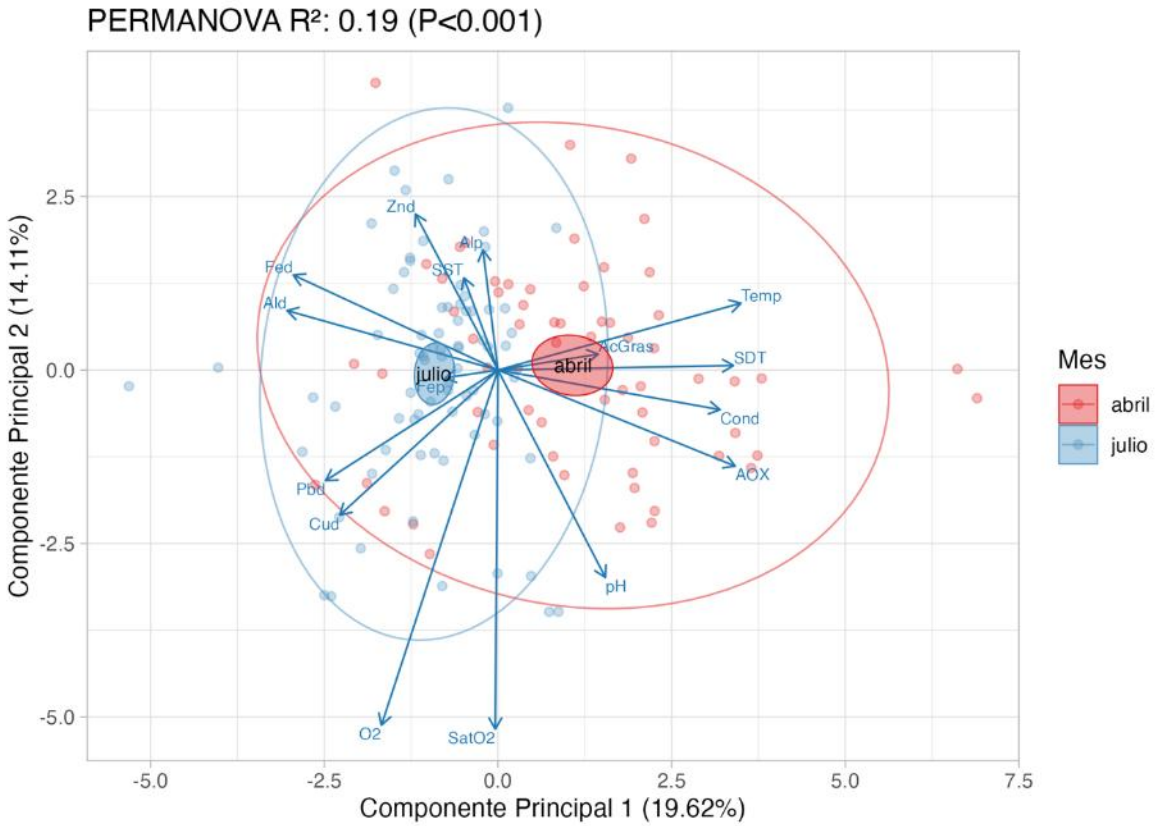


Figura 3.4.47. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial: puntajes agrupados por temporadas (abril *vs* julio). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Comparación entre estaciones (1 a 7)

En contraste a los resultados del ACP inter anual, los del ACP agrupados por estaciones de muestreo, revelan un patrón con mayor mezcla (o sobreposición) entre los centroides que representan cada una de las siete estaciones de muestreo (Fig. 3.4.48).

Pese a que se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones (PERMANOVA R^2=0,17; p<0,01) (Fig. 3.4.48), el análisis explicó un menor porcentaje de la variabilidad representada en la ordenación (17%), que en el caso de la diferenciación entre épocas de muestreo (Figura 3.4.47). El análisis visual de la Figura

3.4.48, muestra mayor variabilidad en torno a la primera componente principal, que explica el 20% de la variabilidad de la ordenación: los centroides que representan los muestreos realizados en los sitios de muestreo 1 a 5 (Ciruelos, Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) muestran una alta sobreposición entre sí, segregándose de los sitios de muestreo 6 y 7 (Pichoy y Cayumapu) a lo largo de la segunda componente principal (eje Y), debido a pH más alcalinos y mayores concentraciones de oxígeno disuelto (O2) y saturación de oxígeno (SatO2). Los centroides que representan a Pichoy y Cayumapu se caracterizan por una mayor concentración de Zinc disuelto (Znd), Aluminio particulado (Alp) y Sólidos Suspendidos totales (SST).

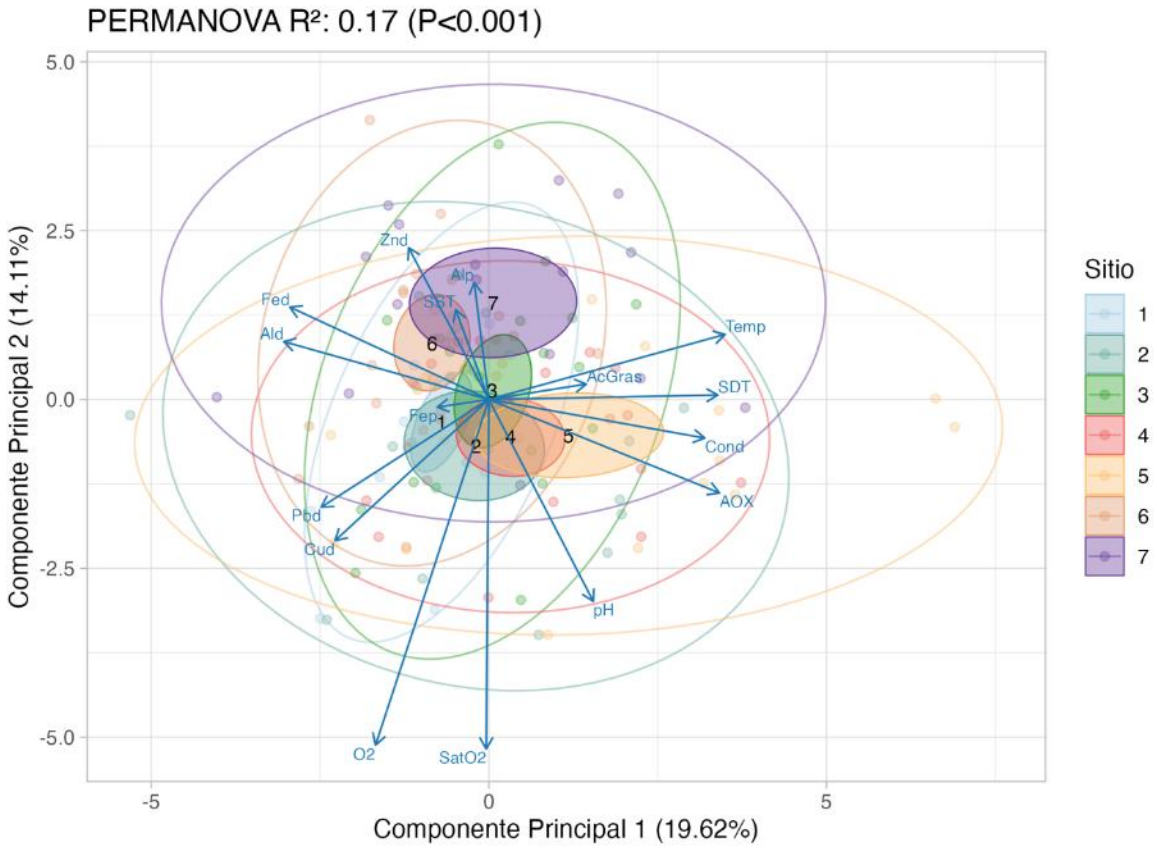


Figura 3.4.48. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial: puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 7). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Un análisis espacial realizado de modo independiente para cada temporada reveló que durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), se acentúan las diferencias entre estaciones de muestreo (Fig. 3.4.49), ya que el análisis ahora explica el 31% de la variabilidad de la ordenación (PERMANOVA R^2=0,31). Este análisis revela que, a lo largo de la primera componente principal, el centroide correspondiente a la estación 5 (Punucapa), está desplazado hacia la derecha de la Figura, debido a valores más altos de sólidos disueltos totales (SDT), temperatura (Temp), conductividad (Cond) y AOX (Fig. 3.4.49). Por el contrario, el centroide correspondiente a la estación 1 (Ciruelos) se ubica hacia la izquierda de la Fig. 3.4.49, debido a concentraciones más altas de Aluminio disuelto (Ald) y Cobre disuelto (Cud). Destaca también en esta ordenación, la diferenciación que se produce a lo largo de la segunda componente principal entre las estaciones 6 y 7 (Pichoy y Cayumapu), que alcanzan mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), Zinc disuelto (Znd), Hierro particulado (Fep), Hierro disuelto (Fed) y Plomo disuelto (Pbd).

En contraste a lo anterior, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio), las diferencias espaciales desaparecen completamente, observándose una alta sobreposición de los centroides que representan las estaciones de muestreo (Fig. 3.4.50). En este caso, el PERMANOVA no arrojó diferencias estadísticamente significativas (R^2=0,09; P=0.343), siendo aún más bajo el valor de R^2 o porcentaje de explicación (9%) a la variabilidad observada en el conjunto analizado de datos (Fig. 3.4.50).

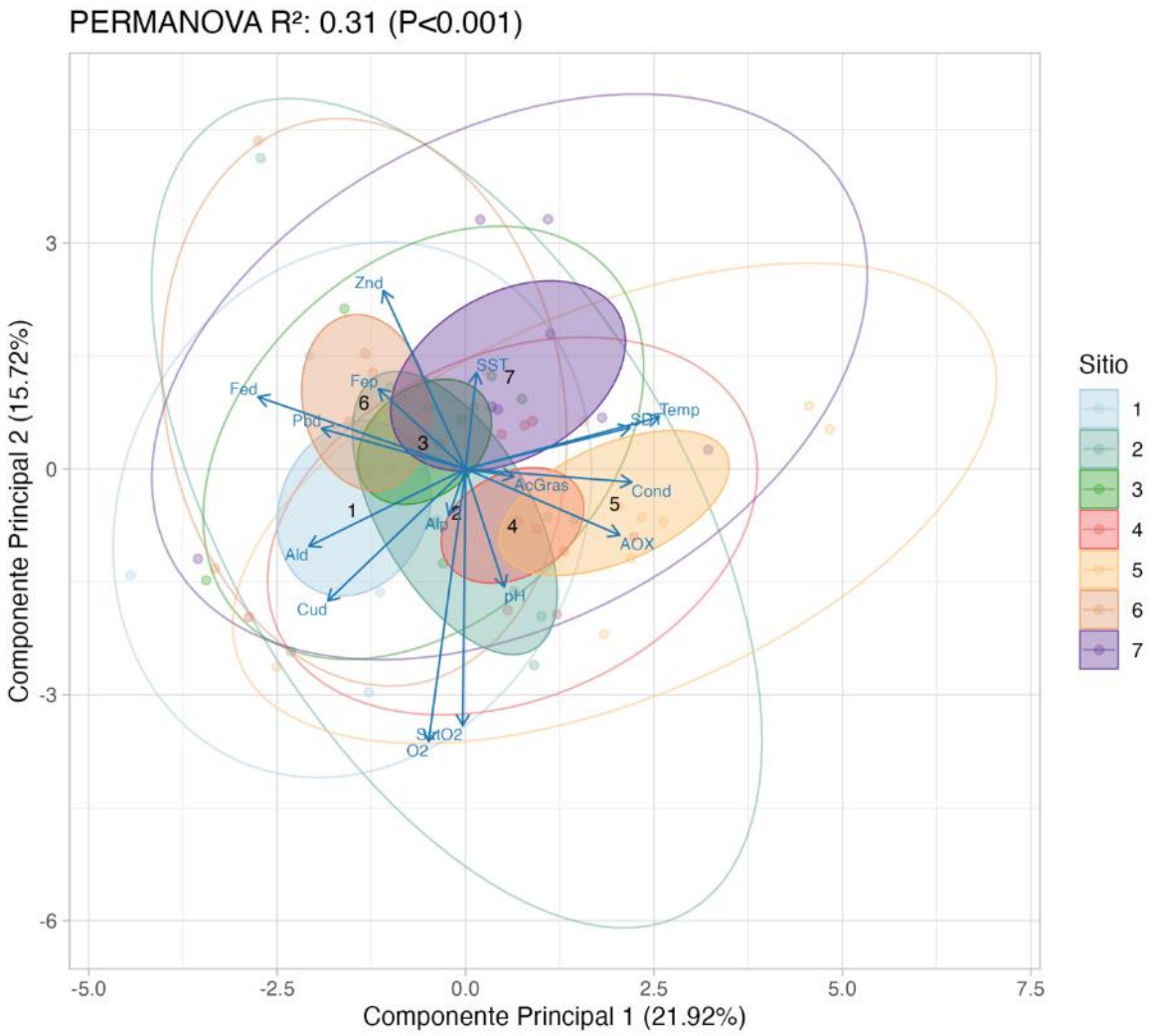


Figura 3.4.49. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial durante la temporada de bajo caudal hídrico (abril): puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 7). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

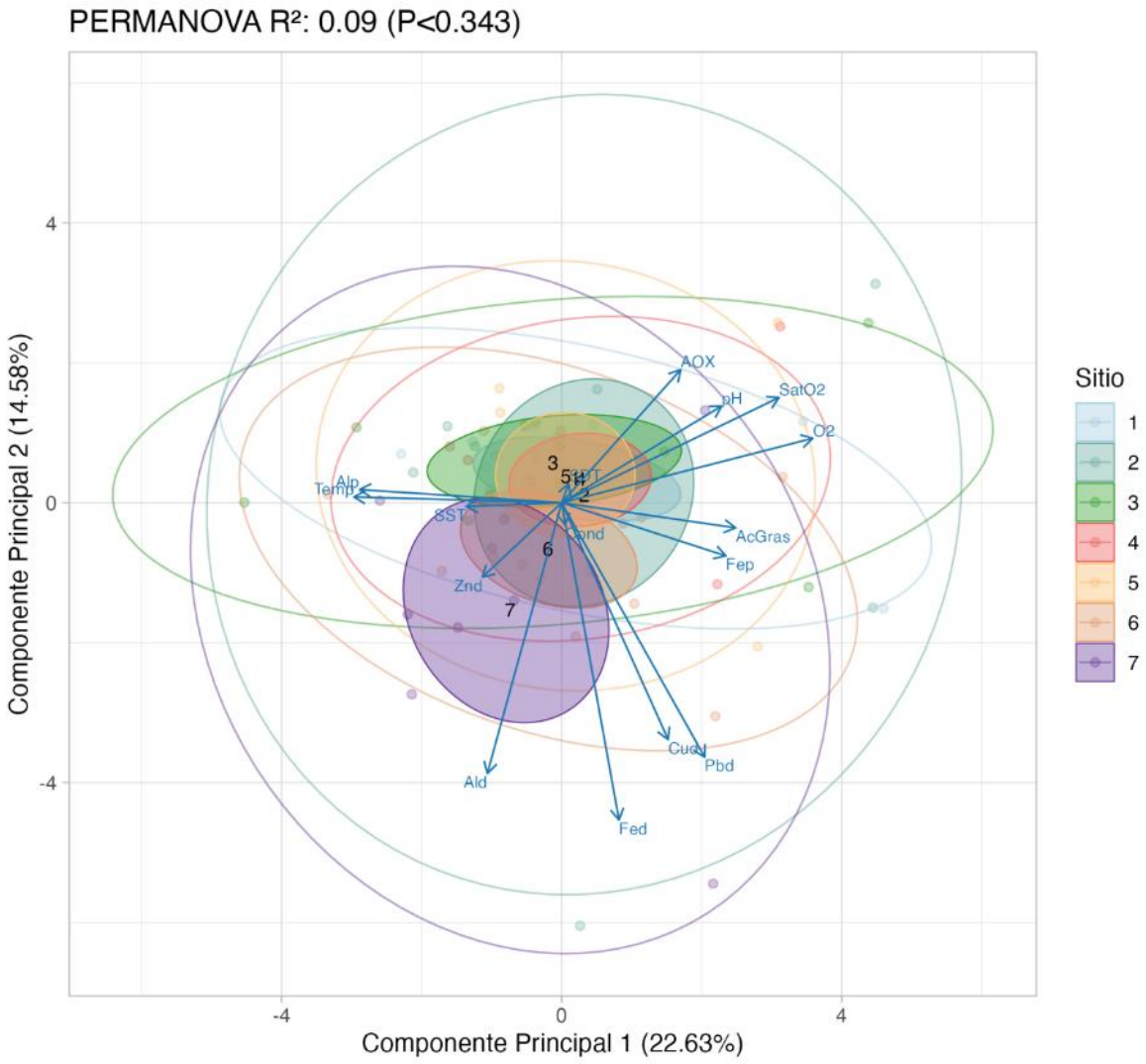


Figura 3.4.50. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio): puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

CONCLUSIONES

• Siguiendo el mismo patrón estacional observado desde el inicio de este Programa, durante el año 2024 las temperaturas más altas del agua superficial se registraron durante los periodos estivales, con valores superiores a 20 °C, mientras que las más bajas ocurrieron en las estaciones de otoño e invierno, con valores inferiores a 10 °C.

• Los valores de pH fueron significativamente más bajos durante el año 2024, particularmente en el río Pichoy.

• La conductividad del agua superficial presentó valores más altos y una mayor variabilidad en magnitud en las estaciones agrupadas en el eje central del HRC (*i.e.*, Santa Clara y Punucapa), particularmente durante el período enero a abril (hasta *circa* 1000-5000 µS/cm), temporada de menor caudal hídrico. Asimismo, desde el año 2021 hasta la fecha, se han registrado elevados valores de conductividad en el río Pichoy (hasta *circa* 1000 µS/cm), particularmente durante el mes de febrero. Las concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT), siguen el mismo patrón de la conductividad.

• En toda el área de estudio, el agua superficial presenta altas concentraciones y saturaciones de oxígeno, con valores que fluctúan entre 8 y 14 mg/L y entre 80 y el 120%, respectivamente. Sin embargo, en el río Cayumapu (estaciones A y B) se han registrado bajas importantes en las concentraciones de oxígeno, particularmente durante la temporada estival (valores inferiores a 4 mg/L), lo que eventualmente podría tener un impacto negativo en la biota acuática circundante.

• En términos generales, el contenido de SST fue menor durante el período estival y mayor durante el período invernal en casi todas las estaciones. Este comportamiento podría estar relacionado con el aumento en la cantidad de lluvia caída, la escorrentía superficial y el incremento del caudal hídrico, factores que favorecen un mayor transporte de partículas en suspensión. En contraste, en el río Pichoy se registraron mayores valores de SST durante la temporada estival, probablemente debido a la formación de extensas planicies sedimentarias que,

durante los ciclos mareales, particularmente durante mareas bajas, estarían aportando altas concentraciones de partículas en suspensión.

• La transparencia del agua fue, en general, menor durante las campañas realizadas en los periodos de alto caudal hídrico, correspondientes a los meses de julio y agosto.

• Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2024, se observó una mayor diferenciación espacial y temporal, en comparación con la temporada de mayor caudal hídrico (julio). Por ejemplo, durante la primera temporada, los valores de temperatura fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en aguas superficiales de Santa Clara, Punucapa y Cayumapu (estación 4, 5 y 7, respectivamente), particularmente durante el año 2015 y 2016. De manera similar, los sólidos suspendidos totales (SST), presentaron valores más elevados en las aguas de Punucapa y Pichoy (estaciones 5 y 6, respectivamente), principalmente durante el año 2021. También se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$) tanto espaciales como temporales, en las concentraciones y saturaciones de oxígeno.

Por otro lado, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio), se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$) espaciales y temporales, al comparar los valores promedio de la concentración y saturación de oxígeno, siendo estas significativamente más bajas ($p<0,05$) en aguas de las estaciones ubicadas en los ríos tributarios (Cayumapu A y Pichoy), particularmente durante el año 2023.

• En términos generales los Nitratos muestran una marcada estacionalidad, registrándose niveles más altos durante las campañas de mayor caudal hídrico. En contraste, el amonio no presentó tendencias definidas. A la fecha, exceptuando algunos muestreos puntuales, no se ha detectado Nitrito en el área de estudio. Espacialmente los nutrientes registrados en las estaciones ubicadas en eje central del HRC, presentan concentraciones más altas.

• Hierro y Aluminio disuelto, han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio. En el caso del Hierro, se registraron valores promedio

cercanos a 180 µg/L y un valor máximo aproximado de 249 µg/L en aguas del río Cayumapu, durante julio del año 2017 y 247 µg/L, durante el año 2021 en Pichoy. Para el Aluminio, se observaron valores promedio de 20 y un máximo de 150 µg/L, siendo este último registrado en Rucaco en julio 2020. No se encontraron tendencias estacionales claras para el Hierro disuelto, en cuanto a la eventual relación concentraciones más altas - tipo de temporada referida a caudal hídrico. Por el contrario, las concentraciones de Aluminio disuelto fueron, en su mayoría, más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico.

• Las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto han sido notoriamente más altas en comparación con las de Cobre, Zinc y Plomo disueltos, cuyos valores se han mantenido cercanos o inferiores a 1,5 µg/ L, 4,0 µg/L y 0,05 µg/L, respectivamente.

• Las concentraciones de Hierro y Aluminio particulados fluctuaron entre aproximadamente 200.000 y 250.000 µg/g, y entre 100.000 a 200.000 µg/g respectivamente. No se identificaron tendencias claras para el Hierro y Aluminio particulado, en cuanto a en que temporada (referida a caudal hídrico) ocurrieron sus concentraciones más altas.

• Durante el inicio de este Programa de Monitoreo hasta la fecha, las concentraciones de Ácidos grasos han experimentado una disminución, alcanzando sus valores más bajos en el año 2023 y 2024.

• Durante todo el período de estudio y en base a la técnica utilizada en los análisis, no se detectó la presencia de Ácidos resínicos en el agua superficial del HRC.

• En general, el agua de las estaciones Ciruelos (aguas arriba del HRC) y Pichoy (río tributario del HRC), ha presentado las concentraciones más bajas de AOX. En contraste, la estación Rucaco ha registrado las concentraciones más altas de este compuesto, especialmente durante el período de menor caudal hídrico (abril), por su parte las concentraciones más bajas han sido registradas en Ciruelos en ambas campañas.

• Los resultados del análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, ejecutado para las bases de datos de monitoreo de calidad de agua superficial del

HRC, muestran una mayor diferenciación temporal que espacial. Esa diferenciación temporal incluye mayores concentraciones de oxígeno, Cobre disuelto y Plomo disuelto durante los años 2016, 2017 y 2022, y mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales, Zinc disuelto y Aluminio particulado durante los años 2014, 2015, 2023 y 2024. Con la excepción Zinc disuelto (tendencia al ascenso), las comparaciones inter anuales no mostraron tendencias significativas al ascenso en los valores de los parámetros analizados.

- La baja de diferenciación espacial resultante del análisis anteriormente mencionado resulta del hecho de incluir de modo simultáneo en el ACP, datos de ambas temporadas de muestreo, definidas estas por sus diferencias en cuanto a caudal hídrico.
- Los resultados del análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, realizados con datos de cada temporada, muestran un notorio contraste entre las mismas: durante la de menor caudal hídrico (abril), hubo valores más altos de temperatura (Temp), conductividad (Cond), sólidos disueltos totales (SDT), AOX y niveles de pH más alcalinos, a la vez que durante la de mayor caudal hídrico (julio), hubo mayores concentraciones de metales disueltos en el agua superficial del HRC, particularmente de Zinc disuelto (Znd), Hierro disuelto (Fed), Aluminio disuelto (Ald), Plomo disuelto (Pbd) y Cobre disuelto (Cud).
- El análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, realizado para comparar estaciones de muestreo dentro de temporadas referidas a caudal hídrico, reveló diferencias espaciales estadísticamente significativas ($p<0,05$) durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), pero no durante la temporada de caudales más altos (julio). Los resultados gráficos de abril muestran una separación entre la estación 5 (Punucapa) y la estación 1 (Ciruelos). El agua superficial de la primera mostró valores más altos de sólidos disueltos totales (SDT), temperatura (Temp), conductividad (Cond) y AOX, mientras que la segunda alcanzó valores más altos de Aluminio disuelto (Ald) y Cobre disuelto (Cud). Destaca además la diferenciación que se produce entre las estaciones 6 y 7 (Pichoy y Cayumapu A), que

alcanzaron mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), Zinc disuelto (Znd), Hierro particulado (Fep), Hierro disuelto (Fed) y Plomo disuelto (Pbd).

- La ausencia de diferencias en cuanto a calidad de agua superficial entre las estaciones comparadas con los datos de la temporada de mayor caudal hídrico (julio), está probablemente relacionada con: i) aumento del volumen de agua en el HRC debido a mayor pluviometría y consecuentemente mayor capacidad de dilución durante julio, y ii) mezcla permanente de las aguas del eje central del HRC (río Cruces desde San Luis al sur y río Chorocamayo) con la de los ríos tributarios, ya que toda esta área es afectada por mareas llenantes y vaciantes.

ANEXO 1

Tabla 1. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2014.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	07-abr-14	01-ago-14
2 (sector Rucaco)	07-abr-14	01-ago-14
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-14	01-ago-14
4 (sector Santa Clara)	09-abr-14	29-jul-14
5 (sector Punucapa)	09-abr-14	29-jul-14
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-14	30-jul-14
7 (río Cayumapu)	10-abr-14	30-jul-14

Tabla 2. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2015.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	08-abr-2015	27-jul-2015
2 (sector Rucaco)	08-abr-2015	27-jul-2015
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015	27-jul-2015
4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015	28-jul-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015	28-jul-2015
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	07-abr-2015	28-jul-2015
7 (río Cayumapu)	07-abr-2015	28-jul-2015

Tabla 3. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2016.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	06-abr-2016	06-jul-2016
2 (sector Rucaco)	06-abr-2016	06-jul-2016
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	06-abr-2016	04-jul-2016
4 (sector Santa Clara)	05-abr-2016	04-jul-2016
5 (sector Punucapa)	05-abr-2016	04-jul-2016
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	04-abr-2016	05-jul-2016
7 (río Cayumapu)	04-abr-2016	05-jul-2016

Tabla 4. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2017.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2017	12-jul-2017
2 (sector Rucaco)	12-abr-2017	12-jul-2017
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	11-abr-2017	10-jul-2017
4 (sector Santa Clara)	11-abr-2017	10-jul-2017
5 (sector Punucapa)	11-abr-2017	10-jul-2017
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-2017	11-jul-2017
7 (río Cayumapu)	10-abr-2017	11-jul-2017

Tabla 5. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2018.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	18-abr-2018	11-jul-2018
2 (sector Rucaco)	18-abr-2018	11-jul-2018
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	17-abr-2018	10-jul-2018
4 (sector Santa Clara)	17-abr-2018	10-jul-2018
5 (sector Punucapa)	17-abr-2018	10-jul-2018
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	16-abr-2018	09-jul-2018
7 (río Cayumapu)	16-abr-2018	09-jul-2018

Tabla 6. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2019.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	17-abr-2019	04-jul-2019
2 (sector Rucaco)	17-abr-2019	04-jul-2019
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	16-abr-2019	03-jul-2019
4 (sector Santa Clara)	16-abr-2019	03-jul-2019
5 (sector Punucapa)	16-abr-2019	03-jul-2019
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	15-abr-2019	02-jul-2019
7 (río Cayumapu)	15-abr-2019	02-jul-2019

Tabla 7. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2020.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	21-abr-2020	27-jul-2020
2 (sector Rucaco)	21-abr-2020	27-jul-2020
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	22-abr-2020	28-jul-2020
4 (sector Santa Clara)	22-abr-2020	28-jul-2020
5 (sector Punucapa)	22-abr-2020	28-jul-2020
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	22-abr-2020	28-jul-2020

Tabla 8. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2021.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	28-abr-2021	18-jul-2021
2 (sector Rucaco)	28-abr-2021	18-jul-2021
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	27-abr-2021	17-jul-2021
4 (sector Santa Clara)	27-abr-2021	17-jul-2021
5 (sector Punucapa)	27-abr-2021	17-jul-2021
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	27-abr-2021	17-jul-2021

Tabla 9. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2022.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2022	13-jul-2022
2 (sector Rucaco)	12-abr-2022	13-jul-2022
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	13-abr-2022	12-jul-2022
4 (sector Santa Clara)	13-abr-2022	12-jul-2022
5 (sector Punucapa)	13-abr-2022	12-jul-2022
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	13-abr-2022	12-jul-2022

Tabla 10. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2023.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	20-abr-2023	27-jul-2023
2 (sector Rucaco)	20-abr-2023	27-jul-2023
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	19-abr-2023	26-jul-2023
4 (sector Santa Clara)	19-abr-2023	26-jul-2023
5 (sector Punucapa)	19-abr-2023	26-jul-2023
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	18-abr-2023	25-jul-2023
7 (río Cayumapu)	18-abr-2023	25-jul-2023

Tabla 11. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2024.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	18-abr-2024	19-jul-2024
2 (sector Rucaco)	18-abr-2024	19-jul-2024
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	17-abr-2024	17-jul-2024
4 (sector Santa Clara)	17-abr-2024	17-jul-2024
5 (sector Punucapa)	16-abr-2024	17-jul-2024
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	16-abr-2024	18-jul-2024
7 (río Cayumapu A)	16-abr-2024	18-jul-2024
8 (río Cayumapu B)	16-abr-2024	18-jul-2024

ANEXO 2

Tabla 1. Comparación inter anual de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	temperatura (°C)										
estaciones	**2014**		**2015**								
	abr	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)											
1 (sector Ciruelos)	13,1	10,3	16,2	12,7	10,4	10,5	11,0	10,8	12,6	14,2	14,9
2 (sector Rucaco)	13,6	10,5	17,0	13,4	10,5	10,6	10,3	11,2	12,0	14,7	14,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)											
3 (sector fuerte San Luis)	13,8	11,7	16,5	12,7	10,9	10,5	10,5	11,2	11,9	16,2	16,2
4 (sector Santa Clara)	14,7	10,5	17,2	13,5	10,2	10,8	11,1	12,7	14,9	16,7	18,1
5 (sector Punucapa)	15,1	10,4	17,7	13,5	10,3	11,0	11,4	12,6	14,9	17,5	19,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)											
6 (río Pichoy)	13,3	10,2	15,7	12,6	9,6	10,5	10,7	11,8	12,9	14,3	16,8
7 (río Cayumapu)	15,1	10,1	17,4	13,3	10,1	10,5	10,7	13,0	15,4	17,9	19,6

	temperatura (°C)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	20,2	20,1	18,3	12,8	12,0	7,7	6,3	9,8	13,1	15,0	16,5	19,9
2 (sector Rucaco)	20,8	19,8	18,7	13,4	12,9	9,2	7,4	10,2	12,5	16,1	17,3	20,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector Fuerte San Luis)	22,4	21,4	19,3	14,1	12,8	8,2	6,5	10,5	12,8	15,8	19,5	22,7
4 (sector Santa Clara)	24,4	22,8	21,2	15,7	13,2	8,6	6,6	9,7	14,3	18,8	23,2	23,2
5 (sector Punucapa)	23,5	22,7	20,7	16,3	13,6	9,4	7,7	9,9	14,4	18,9	23,3	23,3
Ríos tributarios del HR (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	23,2	22,0	20,3	15,5	12,0	7,3	6,1	9,6	13,4	16,7	23,5	23,1
7 (río Cayumapu)	23,8	22,6	20,9	16,9	13,3	8,6	6,6	10,0	14,3	18,7	23,1	23,1

estaciones	temperatura (°C) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	21,9	22,2	16,5	12,4	8,4	10,5	7,2	9,5	10,4	11,6	SD	15,5
2 (sector Rucaco)	21,0	21,8	17,8	13,2	8,9	10,8	7,5	9,6	11,0	12,1	SD	16,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	22,4	21,6	17,2	14,1	9,7	11,0	8,9	10,0	10,4	12,1	13,4	17,9
4 (sector Santa Clara)	23,3	21,8	18,4	15,2	9,4	10,5	8,8	9,7	11,7	14,1	SD	19,8
5 (sector Punucapa)	22,6	22,0	18,6	16,2	8,6	10,2	8,8	9,5	11,8	15,8	19,7	19,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	23,2	21,7	17,0	14,3	9,0	10,0	8,8	9,3	10,0	12,8	18,2	19,5
7 (río Cayumapu)	23,0	22,4	18,2	15,8	8,8	9,0	7,3	9,1	11,7	15,7	19,1	19,8

estaciones	temperatura (°C) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	17,7	18,7	14,9	11,1	8,7	9,7	9,4	8,1	10,4	SD	14,8	18,4
2 (sector Rucaco)	18,5	18,7	15,3	11,5	9,3	10,0	9,5	8,2	10,6	SD	15,1	18,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	19,7	20,6	14,7	12,0	10,5	9,5	8,5	9,9	10,4	SD	15,7	17,5
4 (sector Santa Clara)	21,4	22,0	15,8	12,8	10,2	9,7	8,5	10,0	12,2	SD	18,7	20,3
5 (sector Punucapa)	21,6	21,4	16,5	13,5	10,5	9,5	9,5	10,0	12,6	SD	19,3	20,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	20,0	20,7	14,4	12,4	9,7	8,7	7,9	9,4	11,2	SD	17,9	18,4
7 (río Cayumapu)	21,9	21,5	16,3	13,9	10,1	8,5	8,5	9,7	13,1	SD	20,2	20,9

estaciones	temperatura (°C) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	18,5	19,5	16,1	12,9	10,8	9,0	9,1	9,9	12,2	12,4	15,8	17,6
2 (sector Rucaco)	19,8	20,0	17,6	13,8	11,0	9,1	9,2	10,4	12,4	13,3	16,5	19,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	19,2	21,2	SD	13,5	9,0	9,4	8,9	9,6	11,6	13,2	15,7	19,6
4 (sector Santa Clara)	22,3	22,2	18,4	14,3	8,5	9,6	8,5	10,2	15,1	16,4	17,4	21,8
5 (sector Punucapa)	21,1	21,7	17,9	14,8	8,8	9,7	8,3	10,0	15,9	17,3	17,6	21,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	22,2	21,8	16,8	13,4	7,9	9,5	7,2	9,8	15,1	14,1	17,2	21,2
7 (río Cayumapu)	21,5	22,2	17,9	14,9	8,6	9,4	7,8	10,5	14,7	16,4	17,8	21,8

estaciones	temperatura (°C) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	16,3	19,4	SD	13,2	9,6	9,6	8,6	SD	11,1	11,6	14,8	19,9
2 (sector Rucaco)	16,5	20,4	SD	14,4	10,4	9,9	8,9	SD	12,0	12,7	15,1	20,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	19,3	19,2	SD	13,5	10,3	9,9	8,6	SD	10,9	12,2	17,1	22,5
4 (sector Santa Clara)	20,0	20,0	SD	14,5	11,0	8,5	8,9	SD	13,0	14,3	18,9	24,1
5 (sector Punucapa)	21,0	19,9	SD	15,2	11,9	8,6	8,9	SD	13,5	15,7	18,8	23,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,4	19,9	SD	12,4	10,1	8,0	8,2	SD	12,5	11,4	18,6	23,6

estaciones	temperatura (°C) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	20,3	22,1	SD	12,9	10,1	7,5	8,9	9,3	10,4	15,9	19,0	21,1
2 (sector Rucaco)	20,2	22,4	SD	14,3	10,2	7,8	9,5	9,7	11,4	16,9	19,0	22,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	21,0	21,7	16,5	13,4	9,9	9,4	7,7	9,5	10,2	14,4	19,9	22,6
4 (sector Santa Clara)	26,0	23,2	17,3	14,5	9,9	9,7	7,8	10,6	11,6	17,7	21,9	24,8
5 (sector Punucapa)	22,1	22,1	17,7	15,2	10,4	9,8	9,5	10,3	12,8	17,3	20,5	22,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,3	23,9	15,9	12,9	9,9	9,1	8,8	9,6	9,4	17,8	21,4	23,8

estaciones	temperatura (°C) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	13,1	11,7	6,2	8,3	7,9	8,2	12,0	13,2	16,3	18,1
2 (sector Rucaco)	SD	SD	15,0	12,9	6,4	8,4	8,2	8,5	13,0	12,8	SD	18,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	18,8	15,2	13,3	8,3	9,1	8,7	8,2	12,2	14,5	20,0	21,2
4 (sector Santa Clara)	SD	18,9	16,0	14,9	8,2	9,3	8,7	8,1	13,9	19,2	23,6	23,0
5 (sector Punucapa)	SD	19,2	16,1	14,6	9,3	9,0	8,9	8,2	14,3	19,7	20,5	22,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	18,5	14,0	12,8	7,9	8,9	8,1	8,1	12,1	18,0	19,7	22,4

estaciones	temperatura (°C) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	19,4	18,7	SD	SD	9,4	8,3	9,5	9,4	10,1	12,7	13,9	14,8
2 (sector Rucaco)	20,5	19,7	15,2	SD	9,7	8,3	9,6	9,7	10,3	13,3	15,0	15,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	22,0	20,8	17,0	13,6	10,2	8,2	9,4	10,2	9,8	12,9	16,2	20,6
4 (sector Santa Clara)	22,7	22,2	17,6	14,6	10,1	10,0	9,1	10,3	10,7	15,2	18,0	24,1
5 (sector Punucapa)	22,9	21,3	17,5	15,1	10,4	10,2	9,0	10,8	11,6	15,6	18,6	22,5
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,9	20,5	17,4	13,4	9,4	9,4	8,2	9,3	9,4	14,1	16,2	22,2
7 (río Cayumapu)	SD	20,5	17,3	14,8	9,9	9,2	8,2	9,7	11,9	16,2	19,1	22,1

estaciones	temperatura (°C) 2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	16,9	14,7	12,6	8,7	8,3	7,8	8,4	12,5	13,9	15,2	18,1
2 (sector Rucaco)	SD	17,7	16,2	13,7	9,5	8,4	8,2	8,7	13,1	15,2	15,3	17,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	22,4	18,8	17,4	13,8	10,8	9,1	7,9	8,0	10,1	15,0	15,9	21,9
4 (sector Santa Clara)	25,1	18,7	19,5	14,9	10,8	9,1	7,3	7,9	11,1	19,6	18,1	24,2
5 (sector Punucapa)	23,6	20,2	19,3	15,7	11,0	9,0	8,7	8,4	12,1	20,0	19,8	23,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	25,1	18,7	18,4	14,0	10,5	9,4	7,5	7,3	9,8	16,4	16,6	24,9
7 (río Cayumapu A)	23,3	19,1	19,3	14,9	10,2	9,0	7,0	7,7	11,5	18,4	18,9	24,9
8 (río Cayumapu B)				14,3	10,3	9,3	6,6	7,1	11,3	19,0	18,5	22,6

Tabla 2. Comparación inter anual del pH en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	pH											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,0	7,6	7,0	7,5	8,1	6,6	7,2	6,6	8,0	8,0	7,8	7,3
2 (sector Rucaco)	7,2	7,5	7,1	8,2	7,9	6,4	8,0	6,9	7,8	7,5	7,3	7,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,4	7,3	7,8	7,8	7,2	6,6	8,5	7,1	8,0	8,0	7,6	8,2
4 (sector Santa Clara)	8,3	7,5	7,8	8,1	7,8	7,0	6,8	7,0	7,4	7,9	8,7	7,5
5 (sector Punucapa)	8,1	7,2	7,2	8,3	7,8	7,2	7,1	7,4	7,6	7,9	7,8	7,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,0	7,6	6,6	7,9	8,1	6,9	6,7	7,0	7,1	7,8	7,6	6,7
7 (río Cayumapu)	7,6	7,1	6,7	7,6	7,6	7,8	7,1	7,4	7,9	9,3	7,9	7,5

Estaciones	pH 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,3	8,8	8,2	8,6	8,7	9,8	9,0	8,9	8,2	8,6	8,4	8,2
2 (sector Rucaco)	8,1	8,2	8,1	8,6	8,3	9,3	8,7	8,9	8,5	8,7	8,2	8,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	9,3	9,1	9,0	9,1	8,7	9,1	9,2	8,7	8,4	7,8	7,0	7,5
4 (sector Santa Clara)	7,9	7,9	7,7	8,6	7,8	8,3	8,3	7,8	7,9	8,0	7,6	7,3
5 (sector Punucapa)	8,1	7,7	8,2	7,8	8,1	8,0	8,3	7,8	7,9	8,4	7,3	7,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,0	8,0	8,4	8,1	8,1	8,5	7,7	11,1	7,7	7,7	7,6	7,4
7 (río Cayumapu)	8,4	8,2	8,3	8,0	8,0	8,6	8,1	11,1	7,6	8,0	7,5	7,5

Estaciones	pH 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,6	8,3	8,7	8,4	7,8	7,2	7,6	8,2	7,6	8,1	SD	8,2
2 (sector Rucaco)	7,4	8,0	8,7	7,9	8,0	7,6	7,3	8,5	7,1	8,1	SD	8,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,5	7,8	7,9	7,7	7,2	7,2	7,3	7,3	7,2	7,8	7,3	7,9
4 (sector Santa Clara)	7,5	7,4	7,7	7,0	7,1	7,1	7,5	7,3	7,4	7,8	SD	8,0
5 (sector Punucapa)	7,6	7,3	7,3	7,5	7,3	8,1	7,5	7,8	8,2	7,7	7,4	7,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,5	7,4	8,0	6,7	7,1	7,1	6,8	7,2	7,0	7,9	7,4	8,3
7 (rio Cayumapu)	7,5	7,5	8,4	7,5	7,3	7,4	7,2	7,5	7,8	8,3	6,9	8,8

Estaciones	pH 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,6	9,1	8,5	7,9	9,7	8,3	7,4	8,6	8,3	SD	7,8	7,6
2 (sector Rucaco)	7,9	8,5	8,1	7,9	9,2	8,2	7,5	8,2	SD	SD	7,5	7,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	7,9	9,4	7,5	8,2	7,8	7,9	7,7	7,3	SD	7,5	7,6
4 (sector Santa Clara)	7,9	7,5	8,9	7,6	8,5	8,0	7,7	7,7	7,8	SD	7,3	7,4
5 (sector Punucapa)	8,1	7,7	7,9	8,3	8,7	8,0	7,5	8,2	8,0	SD	7,4	7,5
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,4	8,2	8,6	7,5	8,2	7,9	7,2	7,9	7,9	SD	7,1	7,1
7 (río Cayumapu)	7,6	8,2	8,1	8,0	7,9	7,5	7,4	8,2	8,2	SD	6,8	7,5

Estaciones	pH 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,1	8,4	8,3	8,2	7,6	7,4	6,9	7,4	6,7	6,9	6,9	7,5
2 (sector Rucaco)	7,9	8,1	7,9	7,9	7,9	7,0	6,9	7,3	6,9	6,9	7,6	7,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,4	7,5	SD	8,0	7,6	7,0	6,6	9,1	7,5	6,6	7,0	7,2
4 (sector Santa Clara)	8,0	8,0	8,2	8,0	7,7	7,8	6,6	6,7	7,6	7,2	7,5	7,6
5 (sector Punucapa)	7,9	8,1	7,5	7,8	7,2	7,6	6,9	7,1	7,1	7,0	7,7	7,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,3	7,4	8,3	7,4	6,9	6,7	7,3	7,8	7,4	6,7	6,8	7,0
7 (río Cayumapu)	6,7	7,3	7,4	7,5	7,2	6,6	6,2	7,7	7,7	6,9	7,0	6,8

Estaciones	pH 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,3	8,0	SD	7,9	8,5	8,0	8,1	SD	7,6	7,6	8,6	8,2
2 (sector Rucaco)	7,5	8,5	SD	8,1	8,5	8,0	8,4	SD	7,7	7,9	9,2	8,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	8,2	SD	9,4	8,0	7,7	8,0	SD	7,9	7,8	8,2	8,5
4 (sector Santa Clara)	8,2	8,0	SD	8,9	8,9	8,6	7,8	SD	8,2	8,8	8,2	8,8
5 (sector Punucapa)	8,1	7,7	SD	8,9	8,6	8,4	7,7	SD	7,8	8,6	8,4	8,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,8	7,9	SD	8,7	9,3	9,0	8,1	SD	9,0	8,4	8,3	9,2

Estaciones	pH 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,0	8,4	SD	7,5	7,7	8,9	8,2	7,3	7,4	7,6	7,6	7,6
2 (sector Rucaco)	8,6	9,4	SD	7,8	8,1	8,3	8,4	7,1	7,2	7,9	7,9	8,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,5	8,7	7,2	7,2	7,8	6,6	8,5	7,1	7,6	7,3	7,2	7,3
4 (sector Santa Clara)	9,3	8,7	7,0	7,6	8,9	7,1	8,6	7,5	8,5	7,9	7,9	7,5
5 (sector Punucapa)	8,7	8,9	6,2	7,4	9,1	7,9	7,9	7,5	8,0	7,4	8,9	7,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	10,5	8,8	6,9	6,5	8,9	8,2	8,0	7,3	8,3	7,9	7,9	7,1

Estaciones	pH 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	8,2	7,3	7,3	7,6	7,9	7,4	7,8	8,0	7,7	7,7
2 (sector Rucaco)	SD	SD	8,2	7,6	7,5	7,3	7,4	7,5	8,2	7,8	SD	7,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,9	SD	7,9	7,7	7,4	7,0	7,1	7,2	7,5	7,8	7,5	7,5
4 (sector Santa Clara)	7,8	SD	8,2	8,0	7,3	7,1	7,2	7,8	7,5	7,7	7,7	7,8
5 (sector Punucapa)	7,4	SD	8,1	7,7	7,6	7,6	7,0	7,0	7,7	7,6	7,9	7,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,5	SD	7,9	7,2	7,4	7,5	7,6	7,0	7,6	7,9	7,8	7,9

Estaciones	pH 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**Dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,8	7,8	SD	SD	7,3	8,1	7,6	7,8	7,7	7,5	7,6	7,7
2 (sector Rucaco)	7,6	8,6	7,9	SD	7,2	7,7	7,4	7,6	8,0	7,4	5,6	7,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,5	7,7	7,5	7,5	6,9	7,5	7,0	7,6	7,2	7,5	7,5	7,3
4 (sector Santa Clara)	7,5	7,6	7,7	7,7	7,6	7,2	7,3	7,0	7,2	7,6	7,5	7,2
5 (sector Punucapa)	7,3	7,6	7,7	7,5	7,5	7,2	7,5	6,8	7,1	7,7	7,3	7,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,2	7,4	7,3	7,3	7,3	7,4	6,9	7,0	7,2	6,9	7,2	6,9
7 (río Cayumapu)	SD	6,9	6,7	7,1	7,8	7,7	7,3	7,3	7,6	6,8	6,7	6,7

Estaciones	pH 2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**Dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	6,8	7,5	7,3	6,6	5,9	6,9	8,1	6,4	6,5	6,0	6,1
2 (sector Rucaco)	SD	7,4	7,8	7,5	6,4	6,6	6,7	7,5	6,8	7,3	6,7	6,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,7	7,5	7,6	7,4	6,1	6,0	7,9	7,3	6,8	7,5	6,5	7,0
4 (sector Santa Clara)	7,5	7,3	7,5	7,2	6,6	6,0	7,5	7,2	6,6	7,0	6,9	6,9
5 (sector Punucapa)	7,8	7,3	7,1	6,8	6,7	5,9	7,3	6,9	6,7	7,4	6,9	6,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,2	7,0	7,3	6,7	6,2	5,8	6,8	6,8	6,0	6,6	6,5	6,4
7 (río Cayumapu A)	6,7	6,7	6,9	6,5	6,0	5,6	7,0	7,2	6,0	6,6	6,3	6,4
8 (río Cayumapu B)				6,0	5,5	5,5	6,8	6,8	5,9	6,3	6,1	5,9

Tabla.3. Comparación inter anual de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

estaciones	conductividad (µS/cm)											
	2014			2015								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	33,4	25,0	18,0	43,7	34,4	19,5	19,1	26,1	21,1	23,0	26,9	26,6
2 (sector Rucaco)	108,0	40,0	21,0	149,6	124,9	24,6	25,0	21,9	35,5	38,6	66,0	49,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	98,1	48,0	26,0	135,0	83,7	27,7	26,6	24,9	35,9	37,0	57,8	67,0
4 (sector Santa Clara)	131,7	42,0	26,0	886,0	683,3	27,8	25,2	23,4	33,7	36,0	48,6	52,1
5 (sector Punucapa)	579,9	44,0	25,0	2678,3	2371,3	25,0	24,9	24,4	32,9	37,0	46,7	79,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	30,5	25,0	19,0	111,9	92,5	23,9	20,8	19,9	22,9	24,5	24,7	24,7
7 (río Cayumapu)	286,6	36,0	20,0	1587,7	560,0	32,7	22,6	21,0	23,4	30,6	35,4	39,5

estaciones	conductividad (µS/cm) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	38,9	40,5	40,6	35,7	32,7	30,9	28,1	20,9	25,3	28,2	33,6	41,6
2 (sector Rucaco)	128,7	158,8	165,8	145,8	106,5	102,0	103,1	36,5	43,1	62,2	76,0	135,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	115,3	155,2	159,1	131,6	93,7	92,8	83,9	37,6	44,1	55,6	77,5	123,2
4 (sector Santa Clara)	228,4	332,2	1142,0	438,5	128,4	169,2	241,5	27,4	43,7	51,1	66,0	92,1
5 (sector Punucapa)	824,0	1815,3	4840,3	3552,7	488,9	578,3	1263,3	29,8	40,5	49,8	62,5	141,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	38,4	43,2	94,6	41,7	39,8	39,8	78,9	26,4	28,3	30,8	39,9	45,7
7 (río Cayumapu)	113,3	165,6	607,0	762,0	257,7	87,5	104,7	30,5	33,8	36,6	43,2	62,2

estaciones	conductividad (µS/cm) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	47,3	50,2	45,2	37,6	28,5	25,0	23,9	25,2	26,1	27,0	SD	36,2
2 (sector Rucaco)	174,2	133,1	147,9	128,5	67,6	38,9	39,6	35,3	52,8	53,9	SD	82,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	149,5	138,3	141,7	112,7	63,8	36,6	37,1	37,3	42,8	48,7	45,6	72,8
4 (sector Santa Clara)	107,7	305,0	324,9	143,6	46,5	34,2	38,7	30,1	41,5	47,3	SD	61,1
5 (sector Punucapa)	205,0	1535,7	2422,7	845,0	50,6	33,4	35,1	32,7	37,1	43,8	48,0	60,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	63,7	171,6	56,7	45,4	30,9	29,0	27,5	26,4	28,0	30,7	36,0	40,2
7 (río Cayumapu)	76,7	207,7	133,0	232,6	37,4	31,1	32,2	30,1	32,1	35,4	37,4	49,1

estaciones	conductividad (µS/cm) 2018											
	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	41,9	47,5	37,3	30,9	27,9	25,8	24,1	23,6	37,5	SD	26,4	32,7
2 (sector Rucaco)	155,9	176,3	109,7	64,0	54,3	46,0	38,2	32,1	52,4	SD	26,7	83,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	123,8	156,3	82,1	59,1	47,5	42,2	36,2	39,5	34,4	SD	33,6	66,3
4 (sector Santa Clara)	96,5	476,3	67,1	53,0	44,3	40,0	32,3	32,7	33,2	SD	40,9	59,2
5 (sector Punucapa)	92,1	1910,3	115,2	46,3	45,2	36,0	33,6	31,9	32,7	SD	42,3	136,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	37,7	48,5	35,2	32,3	29,5	27,6	25,6	26,3	26,6	SD	31,0	29,7
7 (río Cayumapu)	56,7	244,9	85,7	49,6	36,8	30,2	29,1	29,0	30,9	SD	34,0	43,3

estaciones	conductividad (µS/cm) 2019											
	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	36,8	42,2	38,9	35,8	23,3	19,6	19,8	21,4	24,7	26,8	32,0	35,0
2 (sector Rucaco)	121,6	139,8	146,4	101,1	33,2	25,9	27,3	43,5	31,7	31,9	69,7	92,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	85,6	128,3	SD	97,0	29,3	21,9	25,3	35,0	41,9	31,9	43,8	98,1
4 (sector Santa Clara)	76,0	139,1	976,0	809,3	31,2	31,1	25,2	31,1	42,4	33,5	41,4	63,1
5 (sector Punucapa)	96,3	869,0	3045,3	2850,0	32,4	31,4	24,6	27,1	44,1	33,9	44,4	60,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	31,6	32,8	66,7	44,1	21,4	21,2	20,8	23,7	38,7	28,3	34,2	56,8
7 (río Cayumapu)	42,0	148,3	512,0	552,7	32,0	28,7	25,3	27,0	36,7	31,1	35,7	44,5

estaciones	conductividad (µS/cm) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	38,0	51,9	SD	37,9	32,7	28,0	18,0	SD	23,9	26,8	32,8	40,3
2 (sector Rucaco)	114,7	260,3	SD	104,2	69,7	25,9	23,6	SD	39,0	46,2	71,0	95,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	108,9	171,1	SD	90,9	60,9	26,8	25,5	SD	37,5	46,7	73,7	113,2
4 (sector Santa Clara)	195,0	75,4	SD	1266,0	74,0	30,0	25,0	SD	36,3	44,0	68,2	89,3
5 (sector Punucapa)	97,2	244,4	SD	3337,7	103,9	27,2	23,2	SD	40,4	55,2	86,3	208,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	43,9	77,1	SD	34,8	36,8	25,3	19,4	SD	33,4	26,4	53,4	43,4

estaciones	conductividad (µS/cm) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**Ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	45,7	53,5	SD	40,1	25,4	23,7	25,7	25,6	24,9	33,0	32,0	38,5
2 (sector Rucaco)	107,1	135,1	SD	130,1	36,7	40,6	36,6	38,7	38,8	59,0	87,4	113,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	70,8	124,2	71,4	98,8	35,7	39,3	36,9	32,2	35,1	51,2	82,5	102,6
4 (sector Santa Clara)	171,0	1699,0	986,7	1464,3	39,4	34,8	34,5	115,8	34,8	51,9	69,8	362,1
5 (sector Punucapa)	3541,7	5000,6	5213,3	3971,5	49,1	43,1	496,7	261,5	40,5	56,4	85,0	1057,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	42,2	1628,0	69,7	63,2	39,7	31,0	29,8	29,8	26,5	48,0	38,6	71,3

estaciones	conductividad (µS/cm) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	37,9	40,0	27,2	21,2	19,7	20,4	28,5	28,8	35,7	40,3
2 (sector Rucaco)	SD	SD	102,2	110,0	29,2	22,7	20,2	21,6	46,1	38,3	SD	73,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	SD	150,8	102,1	40,6	23,7	24,7	22,3	44,7	40,9	60,0	69,9
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	386,4	602,0	44,6	23,7	24,7	23,1	42,3	43,9	58,5	115,7
5 (sector Punucapa)	SD	SD	1501,7	1511,0	78,8	24,6	27,0	24,0	42,2	46,1	88,4	96,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	SD	43,1	SD	42,1	29,2	24,4	22,7	30,4	40,6	36,0	44,1

estaciones	conductividad (µS/cm) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**Ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	41,7	34,4	SD	41,0	28,6	23,0	22,8	22,3	21,9	28,0	29,1	32,3
2 (sector Rucaco)	67,0	137,9	84,7	106,0	28,2	23,8	23,8	26,3	26,1	48,9	45,2	52,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	101,0	114,7	91,0	58,7	39,7	25,3	24,8	28,2	29,6	41,6	43,5	63,7
4 (sector Santa Clara)	1722,3	2464,7	774,3	816,0	75,4	30,8	25,3	31,3	30,1	44,9	44,3	61,5
5 (sector Punucapa)	3636,3	5794,0	3399,3	3366,0	116,6	33,0	26,6	31,8	32,1	46,6	46,4	122,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	151,7	661,0	463,0	329,2	33,1	31,7	24,9	24,9	25,1	34,7	32,9	39,7
7 (río Cayumapu)	SD	2050,7	1306,0	947,0	66,1	29,5	30,1	30,7	30,9	41,7	41,5	50,1

estaciones	conductividad (µS/cm) 2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)		44,7	53,0	41,0	28,7	20,7	23,7	24,0	29,3	34,4	41,2	39,0
2 (sector Rucaco)		108,7	106,3	82,6	43,1	24,1	28,9	30,0	32,7	55,5	62,1	60,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	93,2	104,4	817,7	79,9	28,8	22,1	28,1	29,0	29,7	50,6	51,5	50,5
4 (sector Santa Clara)	451,2	1291,3	687,0	375,9	27,9	21,7	28,0	30,1	31,7	51,9	54,7	53,1
5 (sector Punucapa)	2351,0	4585,7	1584,0	1200,7	34,9	22,9	33,5	30,8	33,5	57,3	56,5	122,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	49,5	403,1	120,2	93,0	33,3	25,6	25,5	29,9	29,6	38,6	39,4	43,2
7 (río Cayumapu A)	151,4	666,0	716,0	354,7	36,5	28,1	27,4	30,2	34,4	46,5	47,8	50,5
8 (río Cayumapu B)				319,7	35,2	27,8	31,3	31,2	34,6	55,2	48,0	51,0

Tabla 4. Comparación inter anual de los sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

estaciones	SDT (mg/L)											
	2014			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	28,0	22,0	17,0	SD	29,3	17,6	16,9	23,4	18,9	19,5	22,1	21,5
2 (sector Rucaco)	90,0	36,0	19,0	SD	104,0	22,1	22,5	19,5	31,2	33,2	53,3	40,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	81,0	43,0	23,0	SD	71,1	24,7	24,1	22,3	31,9	31,9	45,5	52,4
4 (sector Santa Clara)	107,0	38,0	23,0	SD	572,0	25,4	22,5	20,8	28,6	29,3	37,3	39,0
5 (sector Punucapa)	465,0	38,0	23,0	SD	2030,0	24,3	21,9	21,5	28,0	29,9	35,5	58,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,0	24,0	17,0	SD	78,7	22,1	18,6	17,6	20,2	20,8	20,2	18,9
7 (río Cayumapu)	230,0	33,0	18,0	SD	468,0	29,9	20,8	18,9	23,4	24,1	26,7	28,6

estaciones	SDT (mg/L) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	28,0	29,3	30,6	30,6	28,6	29,9	28,6	18,9	21,5	22,8	26,0	29,9
2 (sector Rucaco)	91,0	114,4	122,9	121,5	90,4	94,9	100,8	33,2	37,1	48,7	57,9	95,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	78,9	108,3	115,9	107,9	79,1	88,8	84,5	33,8	37,5	43,6	55,9	83,9
4 (sector Santa Clara)	149,7	226,2	799,4	348,6	107,5	159,7	241,9	25,4	35,8	37,5	44,4	62,0
5 (sector Punucapa)	552,5	1235,0	3419,0	2760,4	406,5	533,0	1211,2	27,3	33,2	36,4	42,3	97,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	25,8	29,9	67,6	33,2	34,5	39,0	80,6	24,1	23,4	24,5	26,7	31,0
7 (río Cayumapu)	75,2	112,9	429,0	585,0	215,6	82,6	104,9	28,0	28,0	27,3	29,5	42,0

estaciones	SDT (mg/L) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	32,1	34,5	35,1	31,9	27,3	22,5	23,4	23,4	23,4	23,4	SD	28,6
2 (sector Rucaco)	122,9	92,3	111,2	107,9	63,7	34,5	38,8	32,5	46,8	46,8	SD	65,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	101,8	96,2	108,1	92,5	58,5	32,5	35,1	33,8	38,4	42,3	38,4	54,6
4 (sector Santa Clara)	72,7	211,0	241,4	115,3	43,3	30,6	36,4	27,7	36,2	39,0	SD	44,2
5 (sector Punucapa)	139,8	1063,8	1744,2	658,7	48,1	30,1	33,2	30,6	32,5	34,5	34,7	44,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	42,9	119,7	43,6	36,8	28,6	26,7	27,3	24,7	25,4	26,0	26,7	29,3
7 (río Cayumapu)	52,0	142,1	99,5	183,7	35,1	29,3	31,2	28,0	28,0	28,0	27,3	35,1

estaciones	SDT (mg/L) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	31,9	35,1	30,1	27,3	26,7	23,4	22,1	22,8	33,8	SD	21,5	24,1
2 (sector Rucaco)	115,7	130,7	87,5	55,9	50,5	41,6	35,1	30,6	46,8	SD	21,5	61,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	89,7	110,9	66,3	50,6	42,9	39,0	34,5	36,4	31,2	SD	24,7	50,1
4 (sector Santa Clara)	67,6	295,4	52,7	44,9	40,3	36,8	30,6	29,9	28,4	SD	26,7	42,3
5 (sector Punucapa)	63,7	1334,7	89,3	38,4	40,7	33,2	31,2	29,3	28,0	SD	31,0	96,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	27,3	34,5	28,6	28,0	27,3	26,0	24,7	24,1	24,1	SD	23,4	22,1
7 (río Cayumapu)	39,4	170,5	67,0	41,0	33,6	28,6	27,7	26,7	26,0	SD	24,5	30,6

estaciones	SDT (mg/L) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**Jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	27,3	29,9	30,6	30,6	20,8	18,7	18,2	19,5	21,5	22,8	25,4	26,7
2 (sector Rucaco)	87,8	100,1	110,9	83,9	33,2	24,5	25,4	39,0	27,3	26,7	54,0	67,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	62,4	89,9	SD	80,6	27,3	20,2	23,4	32,5	36,4	26,7	34,8	71,5
4 (sector Santa Clara)	52,0	94,9	728,0	654,3	29,7	28,6	24,1	28,0	33,8	26,0	31,2	43,5
5 (sector Punucapa)	67,6	604,5	2294,5	2307,5	30,6	28,6	23,4	24,7	34,5	26,0	33,8	42,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,7	22,8	51,4	36,8	21,0	19,5	20,2	21,5	31,2	28,3	26,0	38,7
7 (río Cayumapu)	28,6	101,8	387,8	442,0	30,2	26,7	24,7	24,1	29,9	24,1	35,7	30,8

estaciones	SDT (mg/L) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	29,9	57,7	SD	31,9	29,9	19,5	16,9	SD	21,5	23,4	26,7	29,3
2 (sector Rucaco)	89,1	185,6	SD	84,7	63,1	24,1	22,1	SD	35,8	39,0	56,3	69,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	79,3	125,0	SD	76,1	55,3	24,7	29,1	SD	37,2	40,3	56,6	77,4
4 (sector Santa Clara)	140,0	539,5	SD	1031,3	65,7	28,4	23,4	SD	30,6	35,8	50,1	59,2
5 (sector Punucapa)	680,3	1757,2	SD	2671,5	90,4	26,0	21,5	SD	33,8	43,6	63,7	140,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	30,8	55,5	SD	29,9	33,8	24,5	18,9	SD	28,6	23,4	39,7	29,3

estaciones	SDT (mg/L) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	32,5	37,1	SD	SD	23,4	22,9	24,1	24,1	24,9	26,0	25,0	27,3
2 (sector Rucaco)	76,7	92,3	SD	SD	33,8	39,2	33,8	35,1	34,5	45,3	61,0	77,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	50,1	86,5	55,3	82,6	32,5	36,4	33,8	29,9	31,9	41,6	59,6	70,2
4 (sector Santa Clara)	109,0	1144,0	751,8	1187,3	35,8	31,8	33,2	39,7	30,6	39,3	48,1	247,7
5 (sector Punucapa)	2433,2	3475,0	3934,7	3971,5	44,2	39,7	464,9	235,5	34,5	42,9	60,5	721,5
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,7	1092,0	55,2	53,3	35,3	29,3	27,9	27,3	24,7	36,4	26,7	47,2

estaciones	SDT (mg/L) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	31,9	SD	27,5	20,2	18,9	19,5	24,7	24,1	28,0	29,9
2 (sector Rucaco)	SD	SD	81,9	SD	29,9	21,5	20,2	20,6	39,0	31,9	SD	54,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	87,8	SD	120,5	85,4	39,0	22,1	23,4	23,4	39,0	33,2	43,1	48,8
4 (sector Santa Clara)	1703,0	SD	303,6	481,0	42,7	22,1	23,4	23,4	35,1	32,5	39,0	78,0
5 (sector Punucapa)	4248,9	SD	1176,5	1224,2	73,2	23,4	25,4	25,4	34,5	33,2	62,3	663,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	277,1	SD	35,3	40,5	40,5	22,8	23,4	23,4	26,0	30,6	26,0	29,9

estaciones	SDT (mg/L) 2023											
	ene	**Feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	24,0	36,4	SD	SD	28,4	21,9	21,1	20,6	19,9	23,7	24,0	26,0
2 (sector Rucaco)	33,0	99,7	67,7	SD	25,9	22,8	22,0	24,0	23,1	40,9	36,5	41,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	101,0	81,1	69,7	48,9	36,0	24,2	23,0	25,5	27,1	35,0	34,7	45,2
4 (sector Santa Clara)	832,7	1689,0	570,0	681,7	69,5	28,0	25,3	28,3	26,9	35,8	33,2	40,7
5 (sector Punucapa)	1838,7	4049,0	2915,0	2926,3	105,1	30,1	24,9	28,4	28,1	36,9	34,3	83,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	74,7	465,7	361,5	270,1	30,6	29,4	23,8	23,1	23,4	28,5	25,7	27,3
7 (río Cayumapu)	SD	1457,0	996,0	765,0	60,4	27,5	28,7	28,2	26,8	32,6	30,5	34,5

estaciones	SDT (mg/L) 2024											
	ene	**Feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	34,4	40,1	34,9	27,1	19,8	22,9	22,9	25,0	28,4	31,6	29,1
2 (sector Rucaco)	SD	81,7	82,3	68,4	39,9	23,0	27,6	28,4	27,5	44,4	49,5	45,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	63,8	76,9	62,1	66,2	25,7	20,6	27,1	27,9	27,0	40,6	40,5	34,8
4 (sector Santa Clara)	293,2	956,3	497,3	298,6	24,9	20,3	27,5	29,1	28,0	37,5	41,0	35,2
5 (sector Punucapa)	1585,0	327,0	1155,0	959,7	30,9	21,4	31,7	29,2	28,9	41,2	40,7	82,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	32,1	296,6	89,7	76,5	30,1	23,7	25,0	29,5	27,1	30,2	30,6	27,9
7 (río Cayumapu A)	103,7	485,3	525,0	285,7	33,1	26,3	27,1	29,3	30,1	34,7	34,3	32,7
8 (río Cayumapu B)				261,1	31,9	25,8	31,4	30,8	32,1	40,1	35,6	34,8

Tabla 5. Comparación inter anual de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L)											
	2014			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	10,7	10,4	10,4	SD	11,3	11,1	10,7	9,4	11,2	10,8	10,6	10,0
2 (sector Rucaco)	10,8	9,9	10,6	SD	11,9	11,0	10,7	12,1	11,4	11,9	10,9	10,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,2	9,9	7,7	SD	8,8	6,6	9,0	11,9	10,3	10,7	9,2	8,2
4 (sector Santa Clara)	10,1	11,5	10,5	SD	10,3	10,1	10,7	10,1	11,8	10,2	9,9	10,6
5 (sector Punucapa)	10,0	11,0	10,7	SD	10,1	10,3	10,8	10,8	10,5	9,9	9,8	9,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	9,5	10,8	9,1	SD	9,4	9,0	9,7	9,3	10,4	10,4	9,8	10,1
7 (sector Cayumapu)	7,6	10,7	8,6	SD	9,9	6,6	8,2	8,2	8,9	9,1	8,3	7,3

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,7	8,3	9,2	11,1	11,6	14,4	13,7	12,9	12,4	10,9	9,9	11,9
2 (sector Rucaco)	9,3	8,4	9,0	10,6	12,4	13,6	13,6	13,5	12,3	11,3	9,7	13,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	6,1	7,1	7,5	10,2	11,1	13,0	9,3	11,4	9,1	8,1	9,7
4 (sector Santa Clara)	7,9	8,7	8,9	9,8	9,3	13,8	14,2	12,5	11,7	10,1	8,5	10,4
5 (sector Punucapa)	7,3	8,1	8,9	9,9	10,3	12,4	14,1	11,7	10,5	9,4	8,7	10,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	6,6	7,7	7,6	9,0	8,8	11,6	13,4	10,5	10,7	8,6	8,4	10,3
7 (río Cayumapu)	5,1	4,1	5,7	7,9	8,8	10,8	12,9	10,0	9,2	8,4	8,0	8,1

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,5	10,1	12,5	12,6	14,1	12,7	13,9	12,6	12,8	12,6	SD	10,9
2 (sector Rucaco)	9,7	10,5	12,0	12,0	14,6	12,5	14,0	13,9	13,1	13,0	SD	11,4
Eje central del río Cruces (sector estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,1	9,9	9,6	11,0	12,9	12,4	13,2	12,6	12,6	13,1	11,9	10,2
4 (sector Santa Clara)	8,1	9,5	10,8	12,1	14,6	11,6	12,5	13,9	13,2	13,1	SD	9,4
5 (sector Punucapa)	8,8	9,4	10,8	12,1	13,1	11,3	12,6	13,3	12,8	12,7	11,2	9,7
Ríos tributarios del HRC (sector estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,5	9,1	9,8	10,9	13,0	10,7	12,1	11,8	12,1	11,3	12,1	9,5
7 (río Cayumapu)	5,8	5,6	5,9	8,1	9,3	7,1	9,0	11,5	9,9	9,6	9,6	8,5

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,9	8,3	8,3	11,8	13,7	12,8	12,2	9,1	SD	SD	SD	SD
2 (sector Rucaco)	9,7	8,8	8,8	12,5	13,9	12,8	12,0	9,7	SD	SD	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,9	8,5	11,2	11,3	12,1	12,9	13,1	9,2	SD	SD	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	9,1	9,4	11,0	11,7	12,3	12,4	12,2	9,3	SD	SD	SD	SD
5 (sector Punucapa)	8,8	9,4	11,2	11,7	12,7	12,4	12,5	7,5	SD	SD	SD	SD
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,1	7,9	10,1	10,7	10,7	12,1	11,1	9,0	SD	SD	SD	SD
7 (río Cayumapu)	5,1	5,5	8,4	8,1	11,3	10,0	10,6	9,0	SD	SD	SD	SD

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	SD	10,4	11,2	10,5	11,4	10,8	11,2	11,2	10,3	10,3
2 (sector Rucaco)	SD	SD	SD	12,0	10,8	SD	13,1	11,8	10,5	11,3	9,9	10,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	SD	SD	9,7	11,4	10,9	11,3	11,7	12,1	11,6	8,7	8,5
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	10,8	11,1	10,9	11,1	11,6	11,7	11,0	9,5	8,5
5 (sector Punucapa)	SD	SD	SD	11,4	10,9	11,2	11,6	11,6	11,1	11,1	9,6	9,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	SD	SD	9,5	10,4	10,1	10,3	11,0	11,2	10,1	9,2	9,2
7 (río Cayumapu)	SD	SD	SD	9,0	8,9	9,1	8,7	10,3	10,4	9,5	9,0	7,1

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,7	9,5	SD	10,8	11,7	11,3	11,2	SD	11,3	10,9	8,5	7,8
2 (sector Rucaco)	8,4	8,6	SD	10,4	9,2	11,4	11,0	SD	11,2	10,6	9,0	8,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,9	7,7	SD	8,8	8,8	11,0	11,2	SD	10,5	10,2	SD	6,9
4 (sector Santa Clara)	9,4	8,8	SD	10,4	10,2	10,8	10,9	SD	10,9	9,9	SD	6,8
5 (sector Punucapa)	8,8	8,6	SD	9,1	10,3	11,0	10,7	SD	10,7	9,7	SD	7,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,4	7,4	SD	8,1	9,6	11,0	10,1	SD	10,3	9,6	SD	6,9

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,7	SD	SD	9,6	SD	11,2	10,6	8,2	9,4	8,7	SD	SD
2 (sector Rucaco)	7,7	SD	SD	8,6	10,6	11,8	11,3	8,9	9,7	8,2	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,3	SD	7,4	9,2	10,3	SD	11,4	7,9	9,2	8,7	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	8,5	SD	8,7	10,6	10,4	11,1	11,3	7,9	8,4	7,9	SD	SD
5 (sector Punucapa)	7,6	SD	8,5	8,6	10,0	10,3	10,5	7,8	8,4	9,2	SD	SD
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,4	SD	7,6	8,1	8,9	7,9	9,5	7,2	8,6	8,6	SD	SD

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**Jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	11,4	10,0	14,7	13,5	12,5	13,9	13,0	12,4	11,4	9,8
2 (sector Rucaco)	SD	SD	10,9	8,7	14,7	13,3	13,2	13,2	12,6	11,6	SD	3,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	8,9	9,8	11,1	12,1	12,2	13,2	13,1	12,0	11,3	9,3	8,8
4 (sector Santa Clara)	SD	10,5	10,9	12,0	12,7	11,6	13,1	12,6	11,1	10,4	8,8	7,3
5 (sector Punucapa)	SD	9,1	11,6	11,1	12,2	12,1	12,8	12,3	10,6	10,7	10,2	10,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	9,6	10,0	8,2	12,0	10,3	11,8	11,8	11,6	10,0	7,6	7,2

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	8,2	SD	SD	10,2	10,8	10,5	10,1	9,9	9,3	9,2	9,9
2 (sector Rucaco)	SD	7,6	8,8	SD	9,6	10,6	10,3	10,2	10,5	9,1	9,2	9,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	8,2	8,5	8,6	7,6	10,4	9,9	10,6	10,0	8,9	9,3	9,7
4 (sector Santa Clara)	SD	8,7	9,1	9,7	10,7	9,3	10,1	10,3	9,6	8,0	7,9	7,6
5 (sector Punucapa)	SD	8,9	9,5	9,4	10,2	9,6	10,4	10,3	10,2	8,2	7,1	7,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	8,1	9,2	9,2	9,0	8,2	9,7	9,6	9,1	9,3	8,7	7,8
7 (río Cayumapu)	SD	5,2	5,5	7,0	9,8	9,8	7,9	8,7	8,4	6,6	5,9	3,3

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)		8,7	9,5	9,8	11,6	10,4	10,5	10,0	11,2	11,4	10,0	7,6
2 (sector Rucaco)		7,3	8,2	9,1	10,3	10,1	10,5	10,7	10,9	10,6	11,3	7,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,4	8,3	8,6	8,6	9,8	9,4	10,5	10,7	10,8	10,2	10,5	6,8
4 (sector Santa Clara)	7,2	8,3	8,7	9,5	9,6	9,2	11,1	10,1	10,4	9,9	10,6	6,7
5 (sector Punucapa)	7,9	9,2	8,6	10,3	9,6	9,3	10,4	10,4	10,8	9,5	9,9	6,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	6,8	8,0	8,4	8,7	8,6	9,0	9,5	9,6	10,0	8,9	10,3	6,6
7 (río Cayumapu A)	2,5	5,0	7,3	6,7	6,0	7,3	9,4	6,4	7,3	7,2	7,4	6,0
8 (río Cayumapu B)				3,1	5,7	7,4	7,2	6,2	5,2	4,3	6,1	2,5

Tabla 6. Comparación inter anual de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC).

estaciones	saturación de oxígeno (%)											
	2014			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	101,5	92,0	92,6	105,9	106,2	98,8	95,5	85,0	101,7	102,6	103,1	100,1
2 (sector Rucaco)	104,4	88,1	94,6	104,3	114,3	98,6	96,2	107,6	104,2	112,0	107,5	104,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	79,0	88,7	71,0	71,8	83,2	59,8	80,9	107,0	94,9	101,4	94,8	84,0
4 (sector Santa Clara)	99,3	102,0	94,0	113,7	99,6	89,5	96,7	92,0	111,4	101,0	101,6	116,4
5 (sector Punucapa)	99,2	101,1	95,5	113,1	98,7	91,6	98,8	102,1	100,4	98,0	102,2	106,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	90,8	93,4	80,7	90,8	89,6	79,3	87,3	86,0	96,9	98,7	96,3	103,8
7 (río Cayumapu)	75,7	94,1	75,9	78,0	93,2	59,2	74,0	73,7	85,6	91,3	88,3	81,3

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	97,3	91,7	98,5	106,7	108,6	120,7	111,9	116,3	117,9	108,0	100,9	130,4
2 (sector Rucaco)	103,9	93,2	97,2	101,2	117,3	117,8	111,3	123,8	117,3	115,2	101,6	144,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	85,4	68,6	78,5	73,3	98,1	95,9	105,7	84,2	110,8	92,2	88,4	112,0
4 (sector Santa Clara)	94,4	100,1	100,7	98,9	89,1	118,2	116,0	112,3	113,9	109,1	100,3	122,7
5 (sector Punucapa)	86,2	95,1	101,1	102,0	100,1	110,3	118,6	103,9	101,6	101,9	102,0	118,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	76,5	88,1	84,7	90,5	82,1	96,6	108,1	92,1	103,2	88,6	99,5	120,3
7 (río Cayumapu)	60,3	47,7	63,4	82,5	83,8	92,3	105,6	95,7	89,7	83,2	93,2	95,8

Estaciones	saturación de oxígeno (%) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	108,9	116,0	127,8	118,2	121,6	113,3	115,5	111,1	114,6	115,7	*	109,3
2 (sector Rucaco)	110,5	119,1	129,5	114,0	127,1	112,7	116,2	123,6	118,6	121,5	*	115,4
Eje central del río Cruces (sector estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	94,1	113,0	100,7	106,5	113,0	107,9	113,9	111,3	112,9	123,6	114,4	108,6
4 (sector Santa Clara)	96,6	109,6	115,0	121,2	128,2	104,2	107,7	121,7	121,0	128,1	*	103,5
5 (sector Punucapa)	101,5	107,0	117,7	122,4	112,1	100,9	108,3	116,5	118,5	128,2	121,7	105,2
Ríos tributarios del HRC (sector estuarial)												
6 (río Pichoy)	88,5	102,9	101,6	105,9	113,1	95,0	100,6	102,7	107,5	107,2	128,8	104,9
7 (río Cayumapu)	68,4	64,3	62,2	81,8	76,6	61,5	76,3	99,2	92,0	96,7	104,2	93,3

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	103,9	88,8	118,7	113,1	117,4	112,6	108,1	88,6	61,0	SD	SD	SD
2 (sector Rucaco)	103,9	94,5	129,5	115,3	122,0	113,8	104,6	92,3	37,7	SD	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	96,7	94,7	110,5	105,2	108,2	112,6	111,7	99,4	109,1	SD	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	102,7	108,1	110,6	109,9	110,2	109,2	104,7	99,9	50,0	SD	SD	SD
5 (sector Punucapa)	99,9	106,8	114,6	112,2	114,7	109,0	108,9	79,2	SD	SD	SD	SD
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	89,0	88,5	99,1	100,0	94,7	103,7	93,3	98,0	55,0	SD	SD	SD
7 (río Cayumapu)	59,5	62,2	86,2	78,5	76,6	85,9	90,6	97,2	61,0	SD	SD	SD

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	SD	98,1	103,6	90,5	99,2	104,5	120,3	106,2	114,0	107,7
2 (sector Rucaco)	SD	SD	SD	115,5	97,8	SD	99,1	105,3	98,6	110,4	101,0	109,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	SD	SD	93,3	99,1	94,6	97,2	102,1	110,2	117,9	89,8	93,3
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	105,2	94,4	96,4	94,9	104,1	117,2	111,0	98,7	98,3
5 (sector Punucapa)	SD	SD	SD	111,8	94,4	98,0	99,0	103,7	112,4	115,7	106,4	110,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	SD	SD	90,0	87,9	89,2	85,0	98,0	112,2	99,0	96,5	103,4
7 (río Cayumapu)	SD	SD	SD	88,8	77,4	79,5	73,1	93,7	102,9	96,3	95,4	81,3

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	98,7	103,6	SD	106,7	102,5	99,3	96,0	SD	102,5	100,3	83,6	85,6
2 (sector Rucaco)	86,0	97,3	SD	98,5	82,3	100,5	94,8	SD	102,6	100,6	90,1	87,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	99,2	83,7	SD	86,4	84,6	97,5	96,3	SD	95,5	94,7	SD	80,8
4 (sector Santa Clara)	103,7	97,1	SD	102,3	92,4	92,6	94,6	SD	103,9	95,7	SD	82,1
5 (sector Punucapa)	98,8	95,9	SD	92,3	95,8	94,6	92,2	SD	103,4	97,8	SD	92,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	95,3	80,8	SD	75,9	85,7	83,0	86,4	SD	103,4	87,7	SD	84,0

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	84,6	SD	SD	90,5	SD	93,8	92,1	71,9	84,2	89,4	SD	SD
2 (sector Rucaco)	84,3	SD	SD	84,6	90,4	99,5	98,8	79,9	90,5	84,3	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	80,5	SD	76,5	88,1	93,6	SD	65,3	70,7	82,8	85,2	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	105,5	SD	90,9	103,9	92,5	98,0	94,4	72,0	77,8	86,9	SD	SD
5 (sector Punucapa)	88,5	SD	91,7	87,8	90,2	91,7	93,2	69,9	79,3	100,5	SD	SD
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	91,9	SD	77,6	76,9	96,1	82,9	82,5	61,6	76,7	92,1	SD	SD

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	107,6	92,1	117,8	116,7	112,6	119,8	121,0	118,3	115,7	99,8
2 (sector Rucaco)	SD	SD	109,0	81,9	119,1	113,9	111,9	113,2	119,0	113,8	SD	35,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	97,1	98,9	107,4	102,7	106,2	113,7	111,5	112,0	111,3	102,7	99,6
4 (sector Santa Clara)	SD	1114,4	110,8	118,7	108,2	100,7	111,6	108,2	107,6	108,3	105,4	84,6
5 (sector Punucapa)	SD	100,5	118,3	110,3	106,9	105,1	111,4	105,4	103,4	116,3	114,3	118,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	104,6	97,6	77,2	101,1	88,8	99,6	99,9	107,2	107,3	SD	82,9
7 (río Cayumapu)												

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**Jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	87,6	SD	SD	89,1	91,6	92,7	88,9	87,5	88,7	89,2	98,3
2 (sector Rucaco)	SD	83,7	87,5	SD	84,7	91,0	90,7	87,8	93,1	86,9	91,5	96,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	37,3	91,1	89,0	83,4	68,0	88,7	86,6	95,5	89,0	84,7	95,6	81,2
4 (sector Santa Clara)	77,5	100,8	96,6	95,4	95,9	82,8	90,6	92,3	86,5	80,2	83,7	91,5
5 (sector Punucapa)	48,4	103,1	98,9	94,2	91,8	85,5	90,5	92,8	95,3	83,9	77,2	91,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	44,5	91,1	96,1	89,2	78,2	71,8	83,1	84,5	81,0	92,2	91,4	81,1
7 (río Cayumapu)	SD	60,5	SD	69,5	85,7	88,6	57,7	75,8	78,1	68,5	63,1	40,6

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**Jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	89,6	92,3	93,2	99,9	88,1	88,3	84,9	105,0	113,5	99,1	80,9
2 (sector Rucaco)	SD	73,8	84,5	87,3	90,4	86,2	89,0	89,8	104,6	105,9	113,9	82,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	84,9	89,5	90,8	88,2	89,3	81,3	88,6	90,2	96,4	102,6	106,6	78,0
4 (sector Santa Clara)	86,3	88,1	95,7	94,5	86,3	78,0	91,6	86,0	94,6	109,2	111,9	81,3
5 (sector Punucapa)	94,3	99,7	92,4	105,6	86,6	80,4	89,0	89,3	100,5	104,6	107,5	81,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	82,1	87,5	89,2	84,8	77,8	78,2	79,7	79,4	88,9	93,1	106,1	82,7
7 (río Cayumapu A)	28,9	55,1	77,5	65,3	54,6	63,3	77,4	53,1	67,5	77,1	80,1	73,0
8 (río Cayumapu B)				30,3	50,9	64,5	58,5	50,4	53,8	46,5	45,6	29,7

Tabla 7. Comparación inter anual en la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC).

estaciones	SST (mg/L)											
	2014			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	3,9	16,9	20,9	4,8	2,6	7,8	4,5	14,4	6,1	2,6	4,5	8,1
2 (sector Rucaco)	4,5	18,2	18,7	4,3	2,6	8,9	5,6	13,3	8,3	3,6	3,6	25,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,7	4,3	4,4	3,4	1,6	2,7	3,7	4,6	4,6	4,1	3,5	6,2
4 (sector Santa Clara)	2,5	5,8	14,3	2,9	4,4	3,4	4,1	4,8	1,7	2,9	6,9	4,3
5 (sector Punucapa)	4,2	5,6	7,2	4,3	4,3	2,8	5,3	4,2	3,3	3,7	4,6	5,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	4,6	2,5	29,5	3,5	2,5	3,2	6,2	7,2	3,2	2,9	6,4	6,6
7 (río Cayumapu)	3,2	4,0	7,6	2,5	12,2	4,6	5,2	8,3	6,4	3,5	7,5	7,8

estaciones	SST (mg/L) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,1	4,4	3,0	1,5	1,7	4,3	6,3	8,0	2,6	6,9	5,8	4,2
2 (sector Rucaco)	3,5	2,5	2,2	3,2	1,3	1,9	1,7	15,8	2,7	3,4	5,8	7,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,7	3,6	5,1	3,0	1,9	2,5	1,9	4,7	2,2	3,1	3,1	2,9
4 (sector Santa Clara)	6,7	4,8	4,4	2,1	0,9	2,3	2,7	5,2	2,2	4,6	3,9	3,7
5 (sector Punucapa)	9,2	7,5	9,6	6,9	1,8	4,8	2,4	5,2	2,4	7,9	5,3	5,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,3	7,7	3,0	2,2	2,1	2,3	2,5	6,6	4,4	5,2	5,0	6,0
7 (río Cayumapu)	7,8	5,2	4,3	7,0	2,0	2,4	4,2	6,6	2,6	5,3	5,4	5,4

estaciones	SST (mg/L) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	4,1	4,7	2,9	2,1	5,4	8,0	3,9	4,6	2,4	2,4	SD	5,7
2 (sector Rucaco)	4,1	4,4	2,2	2,0	2,2	8,9	3,6	5,6	3,9	4,7	SD	5,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,9	1,7	1,3	2,0	2,6	7,4	5,7	7,6	3,9	2,4	4,4	4,5
4 (sector Santa Clara)	4,4	3,5	1,9	1,5	1,6	3,3	2,5	2,0	3,0	2,5	SD	4,5
5 (sector Punucapa)	6,9	6,3	4,9	5,4	1,8	2,4	2,8	3,3	2,7	3,0	4,6	6,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	4,4	6,5	1,6	1,8	2,7	4,7	3,8	2,8	3,3	4,0	5,4	6,6
7 (río Cayumapu)	5,2	7,2	4,6	3,1	3,2	5,6	7,3	4,4	4,2	6,8	6,3	8,3

estaciones	SST (mg/L) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,2	5,4	4,2	4,1	2,8	5,7	6,6	13,6	10,5	SD	4,0	3,7
2 (sector Rucaco)	7,6	3,7	3,9	3,3	2,5	5,7	12,9	13,5	11,3	SD	4,1	4,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	5,4	2,3	1,8	1,4	5,4	6,2	5,5	4,3	7,2	SD	3,0	2,9
4 (sector Santa Clara)	6,6	7,0	2,7	1,0	1,8	2,0	2,3	2,8	2,4	SD	3,6	10,9
5 (sector Punucapa)	6,2	7,7	3,0	2,0	2,4	1,7	2,1	2,2	3,3	SD	4,7	5,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	5,3	3,7	2,3	2,9	3,3	3,4	2,5	2,8	4,1	SD	3,8	9,6
7 (río Cayumapu)	6,1	5,6	3,4	6,2	3,6	2,5	4,2	4,4	7,1	SD	3,6	6,1

estaciones	SST (mg/L) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	5,0	5,6	4,3	2,3	33,7	49,3	7,5	6,9	4,3	8,9	5,3	5,5
2 (sector Rucaco)	4,0	4,8	2,1	1,9	25,0	59,2	7,1	7,1	3,9	5,1	5,2	6,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,5	2,8	2,9	1,4	17,5	70,0	7,1	7,5	5,5	2,2	4,2	2,4
4 (sector Santa Clara)	5,6	5,7	3,2	2,5	5,3	6,7	3,2	2,2	3,3	3,7	5,1	7,6
5 (sector Punucapa)	5,6	5,6	4,0	4,4	4,2	2,7	2,9	1,7	10,2	5,0	8,6	10,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	9,4	7,6	3,5	2,1	5,8	13,7	4,2	4,8	3,3	5,4	8,3	6,0
7 (río Cayumapu)	5,2	5,8	3,0	1,3	3,3	3,3	7,5	4,3	3,1	5,7	7,6	8,4

estaciones	SST (mg/L) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	6,2	3,5	SD	1,9	1,9	8,3	7,2	SD	3,2	4,3	2,5	3,3
2 (sector Rucaco)	16,4	10,3	SD	1,5	2,9	8,4	7,7	SD	3,1	4,0	2,9	2,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,3	4,1	SD	0,8	2,2	7,6	5,0	SD	1,7	1,3	2,1	3,1
4 (sector Santa Clara)	14,8	11,2	SD	3,8	2,3	3,6	3,7	SD	3,3	5,0	13,7	20,2
5 (sector Punucapa)	12,7	6,0	SD	7,5	4,3	2,5	2,5	SD	4,1	6,7	9,3	9,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	19,4	20,6	SD	5,3	3,5	3,7	2,6	SD	3,4	5,3	12,5	28,2

estaciones	SST (mg/L) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	2,9	3,6	2,6	0,8	6,1	2,0	2,3	8,9	3,0	3,1	4,0	5,3
2 (sector Rucaco)	3,8	5,9	2,4	0,9	5,8	2,1	1,9	8,6	3,8	3,0	2,9	2,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,6	1,9	0,7	1,2	5,9	1,1	1,4	2,9	3,2	2,1	2,4	3,3
4 (sector Santa Clara)	10,9	11,0	5,3	7,8	2,1	8,3	2,7	14,2	4,3	8,3	11,3	19,0
5 (sector Punucapa)	11,4	12,5	11,5	9,5	3,8	5,2	3,5	4,4	3,7	9,1	11,1	11,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,2	11,1	16,1	6,8	2,9	4,1	3,1	3,9	2,7	11,5	20,1	28,5

estaciones	SST (mg/L) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	2,5	3,5	1,6	2,0	1,0	10,6	18,3	4,7	0,7	4,3	5,0	8,0
2 (sector Rucaco)	4,7	1,9	1,2	0,9	1,6	7,6	17,9	6,0	1,1	3,6	SD	8,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,7	0,5	0,6	1,4	1,5	12,5	5,6	6,8	1,5	1,8	1,7	2,4
4 (sector Santa Clara)	22,5	13,9	4,1	4,7	4,0	8,7	3,6	8,4	4,2	5,7	15,3	17,4
5 (sector Punucapa)	8,0	13,2	4,2	11,6	4,3	12,0	4,1	4,0	4,1	6,8	6,7	13,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,4	15,1	3,2	8,0	4,7	14,1	2,8	3,5	2,3	4,9	14,4	25,5

estaciones	SST (mg/L) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	6,1	2,9	SD	0,5	4,3	6,4	4,5	5,1	4,9	2,8	2,0	2,6
2 (sector Rucaco)	13,2	1,6	0,8	0,8	15,2	23,6	7,3	22,0	9,6	2,2	2,4	3,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,1	1,5	1,4	0,3	1,2	5,8	8,2	6,3	3,9	1,7	1,6	2,6
4 (sector Santa Clara)	18,7	7,4	4,1	5,6	3,8	4,5	3,0	3,2	2,3	4,8	6,2	6,0
5 (sector Punucapa)	11,1	7,9	9,2	4,4	6,0	4,1	1,8	1,6	4,4	4,5	6,9	6,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	12,0	9,0	6,4	8,1	3,8	4,0	2,5	3,7	2,6	2,5	3,0	8,2
7 (río Cayumapu)	SD	3,1	3,2	4,4	3,4	4,3	3,6	1,7	8,3	1,8	4,2	6,4

SST (mg/L)

estaciones	2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	2,2	1,9	0,8	3,2	43,6	3,4	4,0	4,1	3,2	2,2	2,5
2 (sector Rucaco)	SD	0,8	4,5	1,7	3,4	129,1	4,2	4,1	4,6	3,5	2,7	1,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,7	0,7	0,6	0,5	13,9	9,9	3,1	2,7	3,3	1,9	1,3	1,3
4 (sector Santa Clara)	10,6	9,8	8,5	2,8	5,5	5,1	1,1	0,7	2,3	3,9	3,9	7,4
5 (sector Punucapa)	9,1	7,0	5,1	2,5	3,3	3,2	1,8	1,6	1,3	5,8	6,1	7,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	12,6	8,5	12,2	3,5	4,3	6,1	1,9	1,6	2,8	4,8	4,9	10,9
7 (río Cayumapu A)	4,9	2,3	3,2	2,1	2,6	3,2	2,3	2,9	5,0	5,4	5,1	5,0
8 (rio Cayumapu B)				2,0	3,7	4,9						4,9

Tabla 8. Comparación inter anual de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). * = debido al bajo caudal del río durante algunos muestreos, no fue posible obtener una medida real de transparencia, ya que en estas estaciones el fondo era claramente visualizado y no estaba a más de 30 a 40 cm de profundidad.

	transparencia (m)											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	*	0,8	0,7	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	0,9	0,5	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	4,4	2,1	1,5	2,5	SD	2,4	1,3	1,5	2,1	1,9	1,8	1,6
4 (sector Santa Clara)	3,0	1,8	0,8	4,5	3,9	2,4	2,0	1,6	3,3	2,0	2,1	2,5
5 (sector Punucapa)	2,9	2,4	1,3	2,7	2,8	2,5	1,8	2,1	2,9	2,4	2,1	1,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	2,0	3,0	0,6	2,4	3,2	2,5	1,5	1,3	2,0	2,6	1,9	1,4
7 (sector Cayumapu)	2,5	2,5	1,0	4,5	4,0	2,3	1,5	1,5	2,1	2,5	1,7	1,7

estaciones	transparencia (m) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	0,7	0,6	*	0,7	0,7	*	*	0,8	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	0,7	0,3	*	0,8	0,7	*	*	0,8	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,8	1,7	1,6	1,3	1,7	2,1	4,0	1,1	2,0	3,6	2,3	2,6
4 (sector Santa Clara)	1,8	2,6	2,7	4,5	4,8	4,1	5,1	1,2	4,4	2,8	2,0	2,5
5 (sector Punucapa)	1,4	1,7	2,0	2,3	4,4	2,5	4,3	1,6	3,4	1,5	1,7	2,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,7	1,8	2,8	3,2	3,3	3,1	3,0	1,4	2,9	2,5	2,7	1,8
7 (río Cayumapu)	1,6	2,1	2,6	4,8	4,4	3,4	2,2	1,7	3,2	2,2	2,0	1,8

estaciones	transparencia (m) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,8	0,7	0,7	1,0	0,9	0,8	1,2	0,8	0,8	0,7	*	0,5
2 (sector Rucaco)	0,8	0,7	0,8	0,8	0,7	0,7	1,0	1,0	1,0	0,9	*	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,6	4,5	4,1	4,5	3,9	1,5	2,0	1,1	2,6	3,7	2,8	2,2
4 (sector Santa Clara)	2,3	3,1	5,0	5,3	5,3	2,9	3,0	3,3	2,9	3,7	*	1,4
5 (sector Punucapa)	1,3	2,8	2,3	1,8	3,9	2,9	2,3	2,2	3,2	3,2	2,3	1,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	2,0	3,1	3,8	3,1	2,6	1,9	2,3	1,8	2,3	2,3	2,2	1,4
7 (sector Cayumapu)	1,7	2,1	2,3	3,1	2,8	1,6	1,9	2,3	2,2	2,1	1,8	1,4

estaciones	transparencia (m) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**May**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,8	1,0	0,5	1,1	0,7	1,0	1,0	0,3	1,0	SD	1,0	1,0
2 (sector Rucaco)	1,0	0,9	0,9	1,0	1,0	0,9	0,7	0,4	0,8	SD	1,2	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,9	2,3	3,9	4,2	1,4	2,1	1,9	2,1	1,7	SD	2,7	1,0
4 (sector Santa Clara)	1,6	1,8	3,1	3,3	2,9	3,4	3,3	2,8	2,8	SD	2,1	1,2
5 (sector Punucapa)	1,3	1,6	2,5	2,9	2,3	4,1	2,5	2,4	2,0	SD	1,7	1,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,6	1,9	2,6	2,5	1,8	2,1	2,3	2,1	1,7	SD	2,2	1,1
7 (sector Cayumapu)	1,3	1,5	2,4	1,8	2,2	2,7	2,1	2,1	1,6	SD	1,2	1,1

estaciones	transparencia (m) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,5	0,9	1,0	0,7	0,2	0,3	0,7	0,4	0,5	0,7	0,5	0,5
2 (sector Rucaco)	0,7	0,8	1,1	1,0	0,2	0,2	0,6	0,8	0,8	1,0	1,0	0,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,0	2,5	SD	4,0	0,6	0,3	1,2	1,4	2,2	3,6	1,9	2,6
4 (sector Santa Clara)	1,6	1,8	2,6	3,4	1,4	1,3	1,7	2,4	3,0	2,0	1,5	1,2
5 (sector Punucapa)	1,5	1,4	2,0	2,0	2,1	2,4	2,1	3,2	1,7	1,6	1,1	1,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,5	1,3	2,4	2,4	1,1	0,7	1,6	1,4	2,0	1,7	1,1	1,3
7 (sector Cayumapu)	1,5	1,5	2,2	3,2	1,8	1,6	1,4	1,8	1,7	1,8	1,1	1,5

estaciones	transparencia (m) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,4	SD	0,5	0,3	1,0	0,8	SD	0,2	0,5	0,5	0,7
2 (sector Rucaco)	0,7	0,5	SD	1,0	0,5	0,9	1,0	SD	1,0	1,0	1,0	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,5	2,0	SD	4,1	3,6	1,2	1,6	SD	3,2	3,4	3,5	2,3
4 (sector Santa Clara)	0,7	1,1	SD	3,8	3,1	1,9	1,8	SD	2,0	1,6	1,2	0,6
5 (sector Punucapa)	0,9	1,5	SD	1,7	SD	2,2	1,0	SD	2,1	1,2	1,3	0,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,6	1,0	SD	1,4	2,3	1,5	1,5	SD	2,5	1,6	1,0	0,7

estaciones	transparencia (m) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,3	0,5	SD	0,8	0,52	1,0	0,4	0,9	0,9	0,5	0,4	0,3
2 (sector Rucaco)	1,0	0,6	SD	0,6	0,9	1,0	1,1	0,9	0,7	0,7	0,6	0,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,0	2,7	3,9	3,6	1,5	1,2	2,5	1,5	2,0	3,7	2,6	2,1
4 (sector Santa Clara)	0,6	1,3	1,8	1,5	2,5	0,8	1,5	0,8	2,0	1,2	1,0	0,8
5 (sector Punucapa)	1,0	1,2	1,3	1,3	1,8	1,2	1,9	1,8	2,1	1,2	0,9	0,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,4	1,3	0,9	1,6	2,2	1,0	1,5	1,5	1,2	1,9	0,7	0,6

estaciones	transparencia (m) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	0,2	SD	0,5	1,0	0,5	1,0	SD	SD	0,4	SD
2 (sector Rucaco)	SD	SD	0,5	SD	0,7	0,7	0,2	0,5	0,6	SD	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	3,4	3,4	4,3	2,8	0,5	1,4	1,3	3,8	4,6	2,9	2,8
4 (sector Santa Clara)	SD	0,8	2,5	1,9	1,5	0,7	1,2	1,1	1,9	1,4	0,9	1,1
5 (sector Punucapa)	SD	SD	1,9	2,1	1,9	0,6	1,6	1,4	1,5	1,3	1,3	1,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	0,9	2,0	1,4	1,5	0,4	1,7	1,8	1,6	1,5	1,0	0,7

estaciones	transparencia (m) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,5	*	*	*	0,5	0,7	1,0	1,0	0,1	0,2	0,5
2 (sector Rucaco)	0,4	0,7	0,3	*	*	0,3	1,0	0,2	*	1,0	*	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,8	2,5	3,6	3,5	1,9	*	1,1	1,4	2,4	3,4	2,8	2,7
4 (sector Santa Clara)	1,1	1,4	2,1	1,9	2,3	1,6	2,1	2,3	2,9	1,7	1,7	1,5
5 (sector Punucapa)	1,3	1,5	1,6	2,0	1,9	2,0	2,6	2,7	2,0	1,6	1,3	1,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,9	1,3	1,8	1,4	1,2	1,5	1,7	1,5	2,0	2,3	1,7	1,3
7 (río Cayumapu)	SD	2,0	2,1	1,9	2,1	1,3	2,1	2,3	1,5	1,8	1,5	1,1

	transparencia (m) 2024											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)		0,3	0,3	0,3	0,5	0,7	1,0	0,5	0,5	0,4	0,5	0,5
2 (sector Rucaco)		1,0	0,5	0,4	0,9	1,0	0,8	0,5	1,0	1,1	1,0	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,1	3,1	3,9	4,0	0,7	0,6	2,6	3,1	2,4	3,5	3,6	3,0
4 (sector Santa Clara)	1,1	1,5	1,9	2,8	1,3	1,2	3,1	3,5	2,5	1,6	2,0	1,4
5 (sector Punucapa)	0,5		1,9	3,1	2,0	1,4	3,1	3,2	1,9	1,3	1,3	1,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,8	1,3	1,3	2,2	1,2	1,1	2,2	2,3	1,9	1,5	1,4	1,0
7 (río Cayumapu A)	1,3	2,4	2,2	2,8	1,4	1,6	2,6	2,2	1,4	1,5	1,4	1,4
8 (río Cayumapu B)		1,9		2,4	1,4	1,1	2,1	2,1				1,1

Tabla 9. Concentración de Amonio ($N\text{-}NH_4$), Nitrato ($N\text{-}NO_3$), Nitrito ($N\text{-}NO_2$), Nitrógeno total (N-Total), Fosfato ($P\text{-}PO_4$) y Fósforo total (P-total) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y tributarios del humedal del río Cruces (HRC) y en aguas del sector ubicado fuera del humedal, entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis (2014-2019), años 2023-2024 valor equivalente a una solo replica. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado. SD=sin dato.

	$N\text{-}NH_4$ (mg /L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**Julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,007 (0,000)	0,015 (0,002)	0,012 (0,000)	0,005 (0,001)	0,012 (0,004)
2 (sector Rucaco)	0,007 (0,001)	0,023 (0,004)	0,009 (0,001)	0,085 (0,003)	0,007 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,013 (0,000)	0,019 (0,009)	0,007 (0,001)	0,012 (0,002)	0,010 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	*	0,006 (0,001)	0,007 (0,000)	0,004 (0,001)	0,007 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	0,011 (0,001)	0,008 (0,002)	*	0,003 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,003 (0,000)	0,009 (0,001)	0,026 (0,001)	0,008 (0,000)	0,014 (0,006)
7 (río Cayumapu)	*	0,014 (0,006)	0,014 (0,004)	0,008 (0,000)	0,009 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,005 (0,001)	0,004 (0,000)	0,012 (0,001)	0,011 (0,001)	0,007 (0,001)

estaciones	N-NH_4 (mg /L)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,007 (0,001)	0,005 (0,001)	0,008 (0,002)	0,018 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,056 (0,002)	0,004 (0,001)	0,012 (0,009)	0,020 (0,005)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,009 (0,001)	0,009 (0,000)	0,042 (0,021)	0,030 (0,005)
4 (sector Santa Clara)	0,006 (0,000)	0,003	0,013 (0,001)	0,015 (0,000)
5 (sector Punucapa)	0,003	0,011 (0,000)	0,014 (0,003)	0,014 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,022 (0,002)	0,010 (0,001)	0,016 (0,006)	0,021 (0,003)
7 (río Cayumapu)	0,008 (0,000)	0,008 (0,001)	0,018 (0,002)	0,026 (0,002)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,018 (0,000)	0,004 (0,001)	0,009 (0,002)	0,007 (0,001)

estaciones	N-NH4 (mg /L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,009 (0,001)	0,019 (0,001)	0,007 (0,000)	*
2 (sector Rucaco)	0,010 (0,002)	0,019 (0,001)	0,005	0,008 (0,002)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,012 (0,004)	0,019 (0,001)	0,010 (0,001)	0,006 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,006 (0,001)	0,015 (0,000)	0,005 (0,000)	0,005
5 (sector Punucapa)	0,005 (0,000)	0,013 (0,000)	0,013 (0,001)	0,006 (0,001)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,011 (0,001)	0,020 (0,001)	0,009 (0,000)	0,009 (0,000)
7 (río Cayumapu)	0,010 (0,001)	0,018 (0,001)	0,010 (0,001)	0,008 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	*	0,008 (0,004)	0,013 (0,000)	0,012 (0,001)

estaciones	N-NH4 (mg /L) 2023 septiembre	2023 octubre	2023 noviembre	2023 Diciembre
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,010	*	*	0,012
2 (sector Rucaco)	0,007	*	0,006	0,020
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,005	0,018	0,005	0,021
4 (sector Santa Clara)	0,006	0,013	0,010	0,005
5 (sector Punucapa)	0,008	0,025	*	0,005
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,013	0,020	0,007	0,011
7 (río Cayumapu)	0,010	0,006	0,015	0,006

estaciones	N-NH4 (mg /L) 2024			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,009	0,009	0,005
2 (sector Rucaco)	SD	0,010	0,063	0,006
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,080	*	0,020	0,006
4 (sector Santa Clara)	0,006	*	0,019	*
5 (sector Punucapa)	*	*	0,007	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,014	*	0,007	*
7 (río Cayumapu A)	*	*	0,005	0,005
8 (río Cayumapu B)				0,008

estaciones	N-NH4 (mg /L) 2024				
	agosto	**septiembre**	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,017	0,008	0,007	0,015	0,028
2 (sector Rucaco)	0,018	0,010	0,009	0,020	0,020
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,007	0,041	0,007	0,012	0,020
4 (sector Santa Clara)	*	0,013	0,033	0,029	*
5 (sector Punucapa)	*	0,008	0,008	0,014	0,009
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,014	0,014	0,042	0,016	0,021
7 (río Cayumapu)	0,008	0,023	0,021	0,011	0,017

estaciones	N-NO_3 (mg/L)				
	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,126 (0,000)	0,139 (0,004)	0,219 (0,001)	0,128 (0,000)	0,216 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,127 (0,000)	0,134 (0,001)	0,216 (0,001)	0,097 (0,001)	0,169 (0,002)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,131 (0,001)	0,126 (0,004)	0,189 (0,005)	0,131 (0,001)	0,158 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,045 (0,000)	0,084 (0,002)	0,217 (0,005)	0,012 (0,001)	0,173 (0,008)
5 (sector Punucapa)	*	0,044 (0,000)	0,105 (0,004)	*	0,139 (0,004)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,048 (0,001)	0,103 (0,001)	0,217 (0,001)	0,019 (0,001)	0,213 (0,003)
7 (río Cayumapu)	0,002 (0,000)	0,073 (0,001)	0,087 (0,001)	0,006 (0,001)	0,083 (0,003)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,016 (0,000)	0,066 (0,000)	0,091 (0,001)	0,024 (0,000)	0,100 (0,001)

estaciones	N-NO3 (mg/L)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,065 (0,001)	0,133 (0,001)	0,088 (0,003)	0,118 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,065 (0,002)	0,135 (0,000)	0,049 (0,001)	0,118 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,063 (0,008)	0,049 (0,002)	0,058 (0,001)	0,240 (0,003)
4 (sector Santa Clara)	0,003 (0,000)	0,007 (0,000)	0,027 (0,001)	0,225 (0,006)
5 (sector Punucapa)	*	0,013 (0,000)	0,023 (0,002)	0,212 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,011 (0,000)	0,053 (0,001)	0,018 (0,001)	0,129 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,004 (0,001)	0,034 (0,000)	0,020 (0,001)	0,070 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,019 (0,001)	0,021 (0,001)	0,043 (0,002)	0,087 (0,002)

estaciones	N-NO3 (mg/L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,130 (0,006)	0,180 (0,003)	0,089 (0,001)	0,173 (0,004)
2 (sector Rucaco)	0,115 (0,003)	0,170 (0,001)	0,107 (0,001)	0,170 (0,004)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,122 (0,028)	0,203 (0,000)	0,069 (0,003)	0,190 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,087 (0,000)	0,218 (0,003)	0,002	0,192 (0,004)
5 (sector Punucapa)	0,036 (0,002)	0,127 (0,004)	0,006 (0,001)	0,217 (0,003)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,061 (0,001)	0,188 (0,000)	0,003 (0,000)	0,185 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,018 (0,001)	0,166 (0,003)	0,006 (0,000)	0,180 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,028 (0,004)	0,060 (0,003)	0,038 (0,001)	0,081 (0,001)

estaciones	$N\text{-}NO_3$ (mg/L) 2023 septiembre	2023 octubre	2023 noviembre	2023 Diciembre
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,211	0,172	0,135	0,102
2 (sector Rucaco)	0,198	0,169	0,108	0,099
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,242	0,174	0,143	0,159
4 (sector Santa Clara)	0,173	0,157	0,083	0,010
5 (sector Punucapa)	0,151	0,100	0,037	0,004
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,175	0,175	0,097	0,045
7 (río Cayumapu)	0,077	0,037	0,046	0,013

estaciones	N-NO_3 (mg/L) 2024			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,159	0,124	0,117
2 (sector Rucaco)	SD	0,129	0,097	0,123
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,153	0,089	0,117	0,078
4 (sector Santa Clara)	0,006	0,005	0,005	*
5 (sector Punucapa)	0,002	0,004	0,005	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,023	0,005	0,014	0,011
7 (río Cayumapu A)	0,004	0,006	0,006	*
8 (río Cayumapu B)				0,003

estaciones	N-NO3 (mg/L) 2024				
	agosto	**septiembre**	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,181	0,036	0,124	0,096	0,052
2 (sector Rucaco)	0,188	0,149	0,124	0,086	0,124
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,236	0,177	0,178	0,094	*
4 (sector Santa Clara)	0,199	0,158	0,098	0,044	0,003
5 (sector Punucapa)	0,149	0,131	0,090	0,003	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,186	0,163	0,104	0,074	0,134
7 (río Cayumapu)	0,055	0,052	0,044	0,023	0,032

estaciones	N-NO_2 (mg/L)				
	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*
2 (sector Rucaco)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	0,002 (0,000)	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	*

estaciones	N-NO_2 (mg/L)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	0,002
2 (sector Rucaco)	*	*	*	0,002
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	0,002
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	0,002
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	0,002
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	*	*	*	*

estaciones	N-NO_2 (mg/L)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	0,002 (0,000)	0,005 (0,001)	0,002
2 (sector Rucaco)	*	0,003 (0,000)	0,005 (0,000)	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	0,002 (0,000)	0,004 (0,000)	0,002 (0,000)
4 (sector Santa Clara)	*	0,003 (0,001)	0,002 (0,000)	*
5 (sector Punucapa)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	0,002 (0,000)	*	*
7 (río Cayumapu)	*	0,002 (0,000)	0,002	*
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*

estaciones	N-NO_2 (mg/L) 2023			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*

estaciones	N-NO_2 (mg/L) 2024			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	*	*	*
2 (sector Rucaco)	SD	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	*
7 (río Cayumapu A)	*	*	*	*
8 (río Cayumapu B)				*

estaciones	N-NO_2 (mg/L) 2024				
	agosto	**septiembre**	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,002	*	*	*	0,003
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	0,002
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*

estaciones	N-Total (mg/L)				
	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,214 (0,001)	0,323 (0,017)	0,331 (0,008)	0,225 (0,008)	0,307 (0,006)
2 (sector Rucaco)	0,259 (0,001)	0,335 (0,000)	0,321 (0,002)	0,365 (0,007)	0,306 (0,013)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,249 (0,003)	0,254 (0,022)	0,242 (0,001)	0,281 (0,013)	0,308 (0,029)
4 (sector Santa Clara)	0,202 (0,010)	0,209 (0,018)	0,344 (0,001)	0,165 (0,004)	0,284 (0,009)
5 (sector Punucapa)	0,168 (0,000)	0,129 (0,007)	0,241 (0,005)	0,185 (0,001)	0,283 (0,039)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,203 (0,000)	0,219 (0,011)	0,471 (0,008)	0,192 (0,007)	0,388 (0,022)
7 (río Cayumapu)	0,190 (0,032)	0,245 (0,032)	0,267 (0,002)	0,184 (0,010)	0,222 (0,011)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,082 (0,007)	0,153 (0,012)	0,187 (0,006)	0,122 (0,006)	0,211 (0,004)

estaciones	N-Total (mg/L)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,195 (0,023)	0,193 (0,011)	0,181 (0,017)	0,193 (0,018)
2 (sector Rucaco)	0,239 (0,010)	0,229 (0,005)	0,204 (0,006)	0,163 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,205 (0,017)	0,242 (0,020)	0,350 (0,009)	0,380 (0,022)
4 (sector Santa Clara)	0,142 (0,014)	0,113 (0,014)	0,148 (0,001)	0,327 (0,005)
5 (sector Punucapa)	0,218 (0,015)	0,162 (0,014)	0,249 (0,009)	0,297 (0,022)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,181 (0,017)	0,156 (0,003)	0,145 (0,008)	0,373 (0,026)
7 (río Cayumapu)	0,226 (0,006)	0,164 (0,013)	0,186 (0,019)	0,312 (0,040)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,140 (0,006)	0,091 (0,007)	0,262 (0,015)	0,112 (0,011)

estaciones	N-Total (mg/L)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,243 (0,001)	0,258 (0,001)	0,243 (0,021)	0,330 (0,009)
2 (sector Rucaco)	0,259 (0,010)	0,281 (0,004)	0,227 (0,023)	0,321 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,261 (0,001)	0,290 (0,006)	0,190 (0,017)	0,330 (0,012)
4 (sector Santa Clara)	0,229 (0,005)	0,307 (0,002)	0,159 (0,035)	0,336 (0,002)
5 (sector Punucapa)	0,196 (0,004)	0,220 (0,019)	0,245 (0,001)	0,296 (0,001)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,264 (0,005)	0,300 (0,013)	0,207 (0,016)	0,326 (0,004)
7 (río Cayumapu)	0,264 (0,000)	0,291 (0,008)	0,198 (0,024)	0,304 (0,006)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,109 (0,001)	0,107 (0,006)	0,153 (0,033)	0,129 (0,001)

estaciones	N-Total (mg/L) 2023			
	septiembre	octubre	noviembre	diciembre
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,273	0,277	0,164	0,220
2 (sector Rucaco)	0,275	0,230	0,204	0,210
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,299	0,413	0,196	0,333
4 (sector Santa Clara)	0,277	0,299	0,283	0,309
5 (sector Punucapa)	0,273	0,482	0,247	0,262
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,308	0,461	0,280	0,328
7 (río Cayumapu)	0,287	0,272	0,303	0,354

estaciones	N-Total (mg/L) 2024			
	enero	febrero	marzo	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,283	0,190	0,244
2 (sector Rucaco)	SD	0,262	0,198	0,258
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	1,364	0,239	0,303	0,208
4 (sector Santa Clara)	0,391	0,292	0,194	0,151
5 (sector Punucapa)	0,266	0,260	0,147	0,174
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,711	0,320	0,302	0,218
7 (río Cayumapu)	0,297	0,209	0,157	0,188
8 (río Cayumapu B)				0,207

estaciones	N-Total (mg/L) 2024			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,239	0,254	0,203	0,279
2 (sector Rucaco)	0,330	0,245	0,223	0,268
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,631	0,240	0,209	0,225
4 (sector Santa Clara)	0,364	0,605	0,422	0,263
5 (sector Punucapa)	0,293	0,338	0,270	0,320
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,348	0,683	0,293	0,428
7 (río Cayumapu)	0,450	0,344	0,339	0,787
8 (río Cayumapu B)				

estaciones	P-PO_4 (mg/L)				
	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,005 (0,000)	0,004 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,003 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	0,004 (0,002)
7 (río Cayumapu)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	*	0,005 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)

	P-PO_4 (mg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	0,002 (0,001)	*
2 (sector Rucaco)	0,002 (*)	*	0,002 (*)	0,003 (*)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	*	*	0,003 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,001)	0,002 (0,000)
5 (sector Punucapa)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	0,003 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,002 (*)	*	0,002 (*)	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)

estaciones	P-PO_4 (mg/L)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,004 (0,002)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)	0,003 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)	0,003 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,004 (0,001)	0,003 (0,000)
4 (sector Santa Clara)	*	0,003 (0,001)	0,003 (0,001)	0,003 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	*	0,004 (0,001)	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)
7 (río Cayumapu)	*	*	0,003 (0,001)	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)	0,006 (0,001)	0,004 (0,001)

estaciones	P-PO_4 (mg/L) 2023			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,015	0,004	0,003	0,005
2 (sector Rucaco)	0,014	0,007	0,003	0,005
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,014	0,003	0,003	0,027
4 (sector Santa Clara)	0,013	0,003	0,003	0,016
5 (sector Punucapa)	0,013	0,002	0,003	0,015
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,006	0,002	0,015	0,016
7 (río Cayumapu)	0,004	*	0,002	0,011

estaciones	P-PO_4 (mg/L) 2024				
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**	**agosto**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	SD	0,007	0,002	0,002	0,003
2 (sector Rucaco)	SD	0,007	0,006	0,006	0,003
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002	0,006	0,003	0,003	*
4 (sector Santa Clara)	0,002	0,005	0,002	0,003	*
5 (sector Punucapa)	0,007	0,008	*	0,002	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,003	0,009	0,004	0,002	*
7 (río Cayumapu A)	0,003	0,004	0,002	*	*
8 (río Cayumapu B)				0,014	

estaciones	P-PO_4 (mg/L) 2024			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	0,003	0,002	0,003
2 (sector Rucaco)	*	0,003	*	0,003
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,005	0,002	*	0,004
4 (sector Santa Clara)	*	0,004	0,003	0,005
5 (sector Punucapa)	*	0,003	0,003	0,004
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	0,003
7 (río Cayumapu)	*	*	0,002	0,003

estaciones	P-total (mg/L)				
	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,022 (0,001)	0,052 (0,004)	0,039 (0,006)	0,020 (0,001)	0,035 (0,003)
2 (sector Rucaco)	0,019 (0,002)	0,056 (0,002)	0,044 (0,006)	0,025 (0,010)	0,036 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,013 (0,001)	0,028 (0,007)	0,019 (0,000)	0,016 (0,002)	0,034 (0,004)
4 (sector Santa Clara)	0,015 (0,002)	0,010 (0,011)	0,041 (0,005)	0,011 (0,001)	0,017 (0,001)
5 (sector Punucapa)	0,015 (0,001)	0,017 (0,000)	0,024 (0,000)	0,013 (0,000)	0,015 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,018 (0,000)	0,015 (0,001)	0,054 (0,004)	0,015 (0,001)	0,026 (0,006)
7 (río Cayumapu)	0,016 (0,003)	0,020 (0,002)	0,026 (0,000)	0,011 (0,001)	0,019 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,009 (0,002)	0,019 (0,001)	0,024 (0,000)	0,013 (0,000)	0,033 (0,004)

estaciones	P-total (mg/L)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,019 (0,001)	0,015 (0,000)	0,012 (0,002)	0,022 (0,004)
2 (sector Rucaco)	0,021 (0,001)	0,013 (0,001)	0,013 (0,000)	0,019 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,019 (0,001)	0,015 (0,001)	0,010 (0,003)	0,026 (0,003)
4 (sector Santa Clara)	0,013 (0,001)	0,011 (0,000)	0,007 (0,000)	0,014 (0,000)
5 (sector Punucapa)	0,022 (0,001)	0,013 (0,003)	0,016 (0,004)	0,013 (0,003)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,012 (0,002)	0,013 (0,001)	0,007 (0,000)	0,023 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,016 (0,004)	0,014 (0,001)	0,008 (0,003)	0,024 (0,005)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,017 (0,000)	0,013 (0,001)	0,008 (0,001)	0,009 (0,000)

estaciones	P-total (mg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,020 (0,0007)	0,018 (0,0007)	0,165 (0,007)	0,024 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,019 (0,0007)	0,030 (0,0028)	0,013 (0,000)	0,024 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,015 (0,0014)	0,022 (0,0035)	0,013 (0,000)	0,025 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,010 (0,0000)	0,014 (0,0007)	0,013 (0,001)	0,018 (0,001)
5 (sector Punucapa)	0,011 (0,0000)	0,011 (0,0000)	0,017 (0,001)	0,012 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,017 (0,0007)	0,014 (0,0000)	0,020 (0,000)	0,016 (0,000)
7 (río Cayumapu)	0,020 (0,0007)	0,015 (0,0007)	0,013 (0,001)	0,015 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,011 (0,0000)	0,010 (0,0007)	0,016 (0,000)	0,011 (0,001)

estaciones	P-total (mg/L) 2023			
	septiembre	octubre	noviembre	diciembre
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,018	0,043	0,014	0,021
2 (sector Rucaco)	0,016	0,018	0,013	0,017
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,015	0,018	0,016	0,033
4 (sector Santa Clara)	0,014	0,023	0,029	0,040
5 (sector Punucapa)	0,019	0,027	0,025	0,036
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,018	0,027	0,026	0,036
7 (río Cayumapu)	0,027	0,023	0,027	0,043

estaciones	P-total (mg/L) 2024				
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**	**agosto**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	SD	0,026	0,022	0,020	0,031
2 (sector Rucaco)	SD	0,018	0,017	0,019	0,013
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,028	0,016	0,015	0,013	0,020
4 (sector Santa Clara)	0,045	0,035	0,025	0,012	0,017
5 (sector Punucapa)	0,034	0,030	0,020	0,016	0,014
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,059	0,040	0,042	0,021	0,020
7 (río Cayumapu A)	0,030	0,020	0,019	0,013	0,011
8 (río Cayumapu B)				0,016	

estaciones	P-total (mg/L) 2024			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,024	0,022	0,023	0,029
2 (sector Rucaco)	0,025	0,023	0,021	0,021
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,027	0,020	0,020	0,023
4 (sector Santa Clara)	0,031	0,041	0,029	0,033
5 (sector Punucapa)	0,051	0,055	0,032	0,033
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,028	0,038	0,033	0,046
7 (río Cayumapu)	0,038	0,038	0,036	0,048

Tabla 10. Concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Hierro (µg/L)			
	2014		2015	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	111,2 (31,0)	45,6 (4,3)	138,5 (31,4)	44,8 (19,2)
2 (sector Rucaco)	10,7 (3,7)	46,6 (12,4)	68,3 (23,0)	45,3 (16,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	65,2 (13,6)	40,0 (6,2)	83,8 (2,2)	64,6 (3,7)
4 (sector Santa Clara)	57,2 (7,4)	53,9 (12,0)	31,1 (3,2)	64,5 (2,0)
5 (sector Punucapa)	44,0 (2,1)	52,7 (15,3)	15,5 (2,8)	71,3 (2,1)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	23,7 (0,2)	23,7 (0,2)	43,5 (2,8)	25,2 (9,9)
7 (río Cayumapu)	93,0 (1,2)	66,5 (1,2)	34,2 (6,1)	100,1 (34,9)

estaciones	Hierro (µg/L)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	93,7 (2,6)	68,3 (2,6)	141,7 (2,5)	104,1 (20,9)
2 (sector Rucaco)	20,9 (3,9)	22,2 (0,4)	21,3 (0,2)	111,6 (5,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	68,9 (7,1)	39,3 (2,1)	114,8 (2,4)	100,7 (25,2)
4 (sector Santa Clara)	45,5 (0,9)	37,0 (0,7)	64,7 (1,3)	110,5 (30,6)
5 (sector Punucapa)	15,7 (0,3)	15,4 (0,3)	22,3 (0,6)	144,6 (5,2)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	90,1 (0,3)	102,1 (0,7)	136,6 (1,1)	167,8 (44,5)
7 (río Cayumapu)	55,0 (1,8)	61,9 (0,3)	77,0 (1,2)	249,2 (20,1)

estaciones	Hierro (µg/L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	187,1 (7,0)	71,3 (0,3)	118,9 (1,0)	70,9 (0,2)
2 (sector Rucaco)	96,7 (0,6)	47,9 (0,6)	13,7 (0,4)	52,5 (0,7)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	184,1 (8,9)	110,2 (0,6)	70,6 (0,2)	68,4 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	133,1 (1,1)	127,0 (1,4)	27,6 (1,2)	52,7 (0,8)
5 (sector Punucapa)	141,8 (1,3)	91,4 (1,3)	4,9 (0,1)	53,6 (0,2)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	189,6 (1,3)	170,8 (1,1)	195,0 (1,9)	67,3 (0,3)
7 (río Cayumapu)	189,1 (11,4)	154,6 (2,3)	63,7 (0,2)	96,0 (0,3)

estaciones	Hierro (µg/L) 2020 abril	2020 julio	2021 abril	2021 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	73,9	36,1	135,6	149,8
2 (sector Rucaco)	62,9	191,9	66,0	101,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	78,3	34,7	136,6	80,1
4 (sector Santa Clara)	35,8	74,4	82,9	148,1
5 (sector Punucapa)	12,2	60,8	59,2	89,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	130,1	83,3	246,6	78,5

estaciones	Hierro (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	149,5	50,2	122,7	55,1
2 (sector Rucaco)	125,6	45,4	133,8	60,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	113,1	57,7	58,5	62,7
4 (sector Santa Clara)	67,1	55,5	117,6	60,7
5 (sector Punucapa)	23,5	113,9	14,4	74,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	227,3	85,1	186,4	120,7
7 (río Cayumapu)			63,9	110,8

estaciones	Hierro (µg/L) 2024 abril	2024 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	184,8	97,0
2 (sector Rucaco)	198,0	84,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	166,5	77,6
4 (sector Santa Clara)	79,0	95,5
5 (sector Punucapa)	49,5	59,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	231,7	135,4
7 (río Cayumapu A)	126,5	114,1
8 (río Cayumapu B)	164,1	

Tabla 11. Concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio (µg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	9,9 (2,0)	8,2 (1,1)	20,4 (1,4)	10,5 (1,6)	18,6 (4,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (0,6)	11,2 (0,9)	23,4 (7,0)	10,1 (0,4)	18,3 (4,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	7,6 (1,5)	11,6 (0,3)	11,9 (1,2)	10,8 (0,4)	20,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	12,9 (1,4)	14,8 (1,2)	17,9 (2,1)	8,2 (1,1)	21,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	9,0 (0,5)	11,8 (0,8)	13,5 (3,2)	5,7 (0,1)	25,5 (1,0)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	12,6 (1,8)	21,0 (5,3)	28,3 (1,0)	12,0 (0,0)	44,4 (0,7)
7 (río Cayumapu)	6,6 (0,5)	19,2 (2,8)	38,5 (1,6)	1,3 (0,2)	48,7 (14,6)

	Aluminio (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,0 (0,01)	4,4 (0,41)	9,5 (0,7)	10,1 (0,5)
2 (sector Rucaco)	7,7 (0,70)	3,9 (0,38)	5,4 (0,2)	11,6 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	8,2 (0,57)	5,3 (0,73)	10,1 (0,0)	12,6 (2,2)
4 (sector Santa Clara)	11,2 (0,01)	5,1 (0,09)	9,1 (0,1)	15,4 (1,0)
5 (sector Punucapa)	4,1 (0,58)	3,4 (0,71)	8,7 (0,5)	22,2 (0,6)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	7,5 (0,02)	14,4 (0,55)	11,2 (0,1)	28,1 (4,5)
7 (río Cayumapu)	3,6 (0,13)	5,9 (0,03)	4,9 (0,2)	35,6 (0,2)

estaciones	Aluminio (µg/L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	21,7 (0,5)	8,1 (0,9)	7,3 (0,1)	28,3 (0,2)
2 (sector Rucaco)	9,8 (0,2)	10,6 (0,2)	5,0 (0,1)	14,1 (0,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	16,4 (0,4)	13,4 (0,3)	6,8 (0,1)	20,9 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	16,0 (0,0)	21,6 (0,1)	14,3 (0,3)	17,2 (0,6)
5 (sector Punucapa)	25,7 (0,1)	17,1 (0,3)	5,8 (0,1)	18,2 (0,7)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	41,4 (0,5)	32,3 (0,5)	5,5 (0,1)	23,1 (0,8)
7 (río Cayumapu)	39,4 (0,0)	37,3 (0,9)	2,1 (0,0)	40,0 (0,0)

estaciones	Aluminio (µg/L) 2020 abril	2020 julio	2021 abril	2021 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	6,6	22,2	5,9	12,9
2 (sector Rucaco)	7,5	142,2	5,7	16,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	6,4	16,4	9,2	20,3
4 (sector Santa Clara)	9,8	29,6	6,2	22,9
5 (sector Punucapa)	2,2	19,1	25,9	16,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	12,2	42,0	16,8	11,5

estaciones	Aluminio (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	6,2	27,8	4,8	14,0
2 (sector Rucaco)	8,5	26,1	6,5	14,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	7,5	23,8	4,5	18,4
4 (sector Santa Clara)	10,3	23,8	5,4	16,5
5 (sector Punucapa)	4,6	63,3	2,6	22,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	16,1	41,1	9,5	33,2
7 (río Cayumapu)			2,3	44,3

estaciones	Aluminio (µg/L) 2024 abril	2024 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	8,1	9,1
2 (sector Rucaco)	8,6	8,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	7,2	8,0
4 (sector Santa Clara)	7,4	11,0
5 (sector Punucapa)	8,0	8,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	9,5	18,2
7 (río Cayumapu A)	4,9	16,7
8 (río Cayumapu B)	6,1	

Tabla 12. Concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Cobre (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,0)	0,5 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,3 (0,0)	0,6 (0,1)	0,7 (0,0)	0,6 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,4 (0,1)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,5 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	0,4 (0,0)	1,6 (1,6)	0,7 (0,0)	0,5 (0,1)
5 (sector Punucapa)	0,5 (0,0)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,1)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,0)	0,6 (0,0)
7 (río Cayumapu)	0,4 (0,0)	0,6 (0,0)	0,7 (0,1)	0,9 (0,0)

	Cobre (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,02)	0,6 (0,03)	0,4 (0,0)	1,0 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,8 (0,02)	0,6 (0,00)	0,9 (0,0)	1,3 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	1,1 (0,29)	0,7 (0,01)	0,6 (0,0)	1,1 (0,3)
4 (sector Santa Clara)	0,8 (0,29)	0,5 (0,06)	0,4 (0,0)	1,2 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,00)	0,6 (0,05)	0,5 (0,0)	1,4 (0,2)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	1,1 (0,23)	0,7 (0,00)	0,5 (0,0)	1,5 (0,2)
7 (río Cayumapu)	0,9 (0,00)	0,7 (0,01)	0,5 (0,0)	1,8 (0,3)

estaciones	Cobre (µg/L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	1,7 (0,02)	0,6 (0,01)	0,4 (0,00)	0,5 (0,00)
2 (sector Rucaco)	1,7 (0,03)	0,6 (0,00)	0,4 (0,01)	0,8 (0,02)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	2,0 (0,02)	0,6 (0,02)	0,7 (0,00)	0,6 (0,01)
4 (sector Santa Clara)	2,2 (0,03)	0,9 (0,01)	0,5 (0,03)	0,9 (0,03)
5 (sector Punucapa)	1,7 (0,00)	0,6 (0,02)	0,5 (0,02)	0,6 (0,05)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	1,4 (0,01)	0,7 (0,01)	0,7 (0,05)	0,6 (0,00)
7 (río Cayumapu)	2,0 (0,03)	0,8 (0,03)	0,5 (0,00)	0,9 (0,03)

estaciones	Cobre (µg/L) 2020 abril	2020 julio	2021 abril	2021 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,4	0,3	0,7
2 (sector Rucaco)	0,3	0,8	0,3	0,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,6	0,5	0,4	0,6
4 (sector Santa Clara)	0,3	0,8	0,4	0,5
5 (sector Punucapa)	0,3	0,5	0,4	0,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6	0,5	0,6	0,3

estaciones	Cobre (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,5	1,2	0,2	0,6
2 (sector Rucaco)	0,5	0,7	0,3	0,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,4	0,7	0,2	1,2
4 (sector Santa Clara)	0,6	0,5	0,3	0,5
5 (sector Punucapa)	0,5	0,5	0,3	0,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6	1,1	0,5	0,7
7 (río Cayumapu)			0,3	1,2

estaciones	Cobre (µg/L) 2024 abril	2024 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,3	0,2
2 (sector Rucaco)	0,6	0,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,3	0,3
4 (sector Santa Clara)	0,4	0,3
5 (sector Punucapa)	0,4	0,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,7	0,5
7 (río Cayumapu A)	0,5	0,4
8 (río Cayumapu B)	0,4	

Tabla 13. Concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Zinc (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,82 (0,42)	0,79 (0,02)	*	*
2 (sector Rucaco)	0,81 (0,40)	0,55 (0,14)	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,73 (0,38)	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	0,36 (0,06)	0,47	*	*
5 (sector Punucapa)	0,66 (0,65)	*	0,02 (0,00)	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,66 (0,23)	1,05 (1,11)	0,40	*
7 (río Cayumapu)	0,53 (0,17)	0,28	*	*

	Zinc (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	1,02 (0,11)	*	1,68 (0,63)
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	1,52 (0,02)	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	1,09 (0,08)

estaciones	Zinc (µg/L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	2,35 (0,22)	0,18 (0,00)	0,79 (0,07)	1,88 (0,01)
2 (sector Rucaco)	0,38 (0,01)	0,24 (0,02)	0,52 (0,03)	1,76 (0,02)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,97 (0,06)	1,53 (0,52)	3,13 (0,06)	4,19 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	1,21 (0,17)	0,58 (0,05)	2,32 (0,05)	1,92 (0,03)
5 (sector Punucapa)	0,07	0,60 (0,45)	1,61 (0,07)	2,09 (0,00)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,84 (0,07)	0,65 (0,02)	0,07 (0,01)	1,02 (0,04)
7 (río Cayumapu)	0,44 (0,02)	0,65 (0,15)	1,58 (0,01)	2,26 (0,01)

estaciones	Zinc (µg/L) 2020 abril	2020 julio	2021 abril	2021 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	1,3
2 (sector Rucaco)	*	1,3	5,2	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	3,2	*
4 (sector Santa Clara)	*	1,1	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	3,6	*

estaciones	Zinc (µg/L) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,15	1,93	1,67	3,97
2 (sector Rucaco)	2,15	2,39	1,76	1,55
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	1,11	*	1,38
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	1,14
5 (sector Punucapa)	*	1,56	*	1,38
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	3,6	*	2,06
7 (río Cayumapu)			2,01	3,16

estaciones	Zinc (µg/L) 2024	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	2,51	*
2 (sector Rucaco)	0,91	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,92	*
4 (sector Santa Clara)	1,04	2,19
5 (sector Punucapa)	0,94	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	*	*
7 (río Cayumapu A)	1,21	2,78
8 (río Cayumapu B)	1,48	

Tabla 14. Concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de cuantificación del método utilizado.

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,02)
2 (sector Rucaco)	*	0,02	0,02 (0,00)	0,01 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	*	*	0,02 (0,01)	0,01 (0,00)
5 (sector Punucapa)	*	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,06 (0,06)	0,01
7 (río Cayumapu)	*	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,02 (0,00)	0,03 (0,00)	0,02 (0,00)	0,07 (0,03)
2 (sector Rucaco)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	*	0,06 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,03 (0,02)	0,01 (0,00)	0,03 (0,00)	0,05 (0,03)
4 (sector Santa Clara)	0,02 (0,01)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,03 (0,01)
5 (sector Punucapa)	0,03 (0,01)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,05 (0,02)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,04 (0,01)
7 (río Cayumapu)	0,02 (0,00)	0,01 (0,00)	0,04 (0,00)	0,06 (0,04)

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**2018**		**2019**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,05 (0,00)	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,03 (0,00)	*	*	0,02 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,04 (0,00)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	0,03 (0,01)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
5 (sector Punucapa)	0,03 (0,00)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
7 (río Cayumapu)	0,03 (0,00)	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**2020**		**2021**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,02	0,02	0,02	0,04
2 (sector Rucaco)	0,02	0,09	0,06	0,02
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,03	0,03	0,03	0,02
4 (sector Santa Clara)	0,02	0,02	0,02	0,02
5 (sector Punucapa)	0,02	0,02	0,03	0,02
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02	0,02	0,03	0,02

estaciones	Plomo (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,06	*	0,03	*
2 (sector Rucaco)	0,03	*	*	0,06
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,02	*	*	0,02
4 (sector Santa Clara)	0,02	*	*	0,02
5 (sector Punucapa)	*	0,02	0,02	0,03
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02	0,05	0,02	*
7 (río Cayumapu)			*	0,03

estaciones	Plomo (µg/L) 2024 abril	2024 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,02	*
2 (sector Rucaco)	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,02	*
4 (sector Santa Clara)	*	0,02
5 (sector Punucapa)	*	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,02	0,02
7 (río Cayumapu A)	0,02	*
8 (río Cayumapu B)	0,02	

Tabla 15. Concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Hierro particulado (µg/g)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	119.527 (10.850)	69.100 (3.012)	98.605 (18.799)	80.368 (36)
2 (sector Rucaco)	127.230 (27.561)	85.519 (6.609)	85.333 (333)	82.250 (6.748)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	159.483 (7.301)	81.850 (7.672)	105.089 (31.969)	81.362 (1.496)
4 (sector Santa Clara)	65.804 (1.949)	92.697 (430)	41.920 (3.046)	109.792 (6.255)
5 (sector Punucapa)	52.039 (2.642)	94.179 (1.702)	59.268 (4.454)	100.698 (11.111)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	156.069 (23.378)	79.760 (4.820)	93.154 (1.758)	118.331 (6.790)
7 (río Cayumapu)	66.307 (6.141)	84.967 (1.659)	49.518 (1.924)	100.262 (2.550)

	Hierro particulado (µg/g)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	217.230 (1.949)	107.703 (90.143)	36.335 (14.229)	191.509 (30.337)
2 (sector Rucaco)	188.569 (75.198)	150.692 (95.744)	30.537 (2.173)	172.767 (59.165)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	159.713 (180)	210.461 (17.472)	65.609 (3.399)	182.179 (116)
4 (sector Santa Clara)	142.727 (31.712)	85.793 (4.742)	34.912 (16.537)	150.784 (11.148)
5 (sector Punucapa)	81.509 (9.702)	107.298 (812)	18.560 (2.754)	148.614 (7.671)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	203.717 (11.951)	126.825 (45.570)	38.051 (420)	148.384 (483)
7 (río Cayumapu)	78.344 (1.130)	98.329 (7.544)	22.248 (460)	127.270 (8.564)

estaciones	Hierro particulado (µg/g)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	84.644 (11.501)	65.996 (1.239)	237.975 (77.095)	76.028 (4.465)
2 (sector Rucaco)	259.055 (215.105)	69.490 (208)	260.660 (17.758)	73.176 (2.711)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	133.470 (58.310)	83.073 (3.243)	308.903 (24.849)	71.976 (3.996)
4 (sector Santa Clara)	102.422 (6.076)	133.055 (32.121)	167.752 (6.142)	80.357 (13.776)
5 (sector Punucapa)	48.249 (74.765)	133.052 (32.740)	121.162 (15.407)	95.550 (10.562)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	121.467 (12.979)	188.729 (28.595)	133.688 (740)	125.985 (31.830)
7 (río Cayumapu)	53.096 (17.878)	113.965 (2.263)	114.138 (32.849)	91.983 (3.316)

estaciones	Hierro particulado (µg/g)			
	2020		2021	
	abril	julio	abril	Julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	129.300	64.920	147.255	61.104
2 (sector Rucaco)	63.420	52.280	661.371	51.648
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	44.460	50.120	170.168	68.321
4 (sector Santa Clara)	53.920	90.450	66.428	151.749
5 (sector Punucapa)	50.065	61.330	69.236	66.995
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	101.500	83.060	108.436	77.093

estaciones	Hierro particulado (µg/g) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	76.100	61.822	132.519	59.317
2 (sector Rucaco)	110.460	59.944	123.734	71.284
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	194.081	67.290	110.896	64.060
4 (sector Santa Clara)	57.597	67.917	61.024	142.677
5 (sector Punucapa)	60.108	66.621	63.005	72.644
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	114.702	80.365	75.987	113.877
7 (río Cayumapu)			73.285	71.600

estaciones	Hierro particulado (µg/g) 2024	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	233.375	85.496
2 (sector Rucaco)	93.583	101.094
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	100.374	117.734
4 (sector Santa Clara)	55.670	172.872
5 (sector Punucapa)	80.070	82.196
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	63.442	173.930
7 (río Cayumapu A)	99.629	186.820
8 (río Cayumapu B)	135.672	

Tabla 16. Concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio particulado (µg/g)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	84.230 (8.752)	116.150 (4.446)	98.838 (117.723)	88.195 (16.044)
2 (sector Rucaco)	75.520 (5.500)	124.234 (1.5907)	32.439 (30.039)	93.200 (8.873)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	105.237 (43)	101.954 (26.672)	90.473 (58.106)	181.520 (87.347)
4 (sector Santa Clara)	54.370 (3.537)	100.934 (1.276)	115.402 (44.186)	94.509 (14.249)
5 (sector Punucapa)	47.656 (3.301)	98.845 (368)	116.558 (86.078)	59.790 (3.255)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	88.029 (23.562)	111.112 (10.073)	28.524 (19.417)	72.417 (7.038)
7 (río Cayumapu)	56.208 (7.884)	126.119 (3.710)	19.123 (4.077)	77.851 (3.914)

	Aluminio particulado (µg/g)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	170.827 (133.591)	17.866 (365)	414.367 (415.441)	15.338 (17.073)
2 (sector Rucaco)	115.186 (36.788)	15.148 (9.911)	36.530 (8.051)	17.749 (1.887)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	104.452 (4.112)	30.311 (6.486)	53.488 (19.800)	18.866 (4.251)
4 (sector Santa Clara)	72. 443 (38.290)	60.026 (2.392)	47.606 (26.901)	38.441 (9.823)
5 (sector Punucapa)	32.617 (5.087)	54.027 (7.878)	17.332 (3.527)	38.872 (6.728)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	40.338 (13.483)	736 (48)	79.069 (52.597)	38.768 (6.343)
7 (río Cayumapu)	34.744 (4.054)	1.068 (122)	67.754 (24.192)	58.188 (1.888)

estaciones	Aluminio particulado (µg/g)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	19.349 (9.731)	77.440 (4.472)	121.257 (10.594)	61.537 (9.941)
2 (sector Rucaco)	25.628 (29.275)	50.370 (7.057)	129.910 (38.702)	57.555 (18.784)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	13.918 (17.247)	65.786 (13.236)	137.593 (16.634)	79.197 (4.968)
4 (sector Santa Clara)	14.114 (2.981)	142.814 (132.002)	114.176 (32.652)	21.538
5 (sector Punucapa)	26.282 (1.709)	207.217 (20.427)	81.903 (20.115)	81.815 (20.458)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	34.320 (9.282)	93.313 (9.320)	87.267 (27.050)	83.647 (8.124)
7 (río Cayumapu)	125.167 (35.789)	147.096 (12.041)	311.306 (282.188)	66.168 (10.545)

estaciones	Aluminio particulado (µg/g)			
	2020		2021	
	abril	julio	abril	Julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	42.740	76.260	57.782	37.140
2 (sector Rucaco)	40.520	67.740	23.219	38.872
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	10.140	71.850	69.458	36.730
4 (sector Santa Clara)	21.470	68.030	54.889	53.342
5 (sector Punucapa)	37.335	66.425	61.804	51.752
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	30.710	77.120	66.714	68.316

estaciones	Aluminio particulado (µg/g) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	24.407	67.657	17.356	61.093
2 (sector Rucaco)	29.838	69.277	20.826	71.291
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	43.294	78.569	28.975	68.844
4 (sector Santa Clara)	41.072	72.947	44.680	123.202
5 (sector Punucapa)	63.533	68.096	38.952	57.378
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	66.800	75.671	38.710	80.368
7 (río Cayumapu)			46.857	61.972

estaciones	Aluminio particulado (µg/g) 2024	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	64.591	73.320
2 (sector Rucaco)	31.706	85.426
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	30.908	80.268
4 (sector Santa Clara)	49.225	93.494
5 (sector Punucapa)	74.129	76.548
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	25.886	75.182
7 (río Cayumapu A)	60.191	75.458
8 (río Cayumapu B)	44.042	

Tabla 17. Concentración de Ácidos grasos en agua superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Ácidos grasos (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,4 (0,2)	0,3 (0,0)	1,2 (0,0)	0,3 (0,1)
2 (sector Rucaco)	29,8 (1,8)	0,3 (0,1)	1,0 (0,0)	0,2 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	17,0 (1,5)	0,3 (0,1)	0,8 (0,1)	0,2 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	15,7 (2,6)	0,3 (0,0)	0,6 (0,1)	0,1 (0,0)
5 (sector Punucapa)	23,9 (2,9)	0,6 (0,2)	0,9 (0,1)	0,2 (0,0)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	4,0 (0,9)	0,2 (0,0)	0,7 (0,1)	0,2 (0,0)
7 (río Cayumapu)	15,3 (2,2)	0,2 (0,0)	0,5 (0,0)	0,1 (0,0)

	Ácidos grasos (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**Julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,31)	0,4 (0,07)	0,8 (0,05)	0,7 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,09)	0,4 (0,04)	0,6 (0,02)	0,6 (0,01)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,6 (0,05)	0,4 (0,02)	0,6 (0,02)	0,7 (0,15)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,14)	0,4 (0,03)	0,5 (0,01)	0,5 (0,02)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,12)	0,7 (0,03)	0,5 (0,07)	0,5 (0,01)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6 (0,07)	0,4 (0,03)	0,6 (0,05)	0,5 (0,01)
7 (río Cayumapu)	0,7 (0,00)	0,4 (0,02)	0,6 (0,02)	0,5 (0,02)

estaciones	Ácidos grasos (µg/L)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	Julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,6 (0,02)	0,7 (0,03)	0,1 (0,01)	0,2 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,01)	0,7 (0,00)	0,1 (0,00)	0,3 (0,06)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,7 (0,01)	0,6 (0,02)	0,2 (0,03)	0,2 (0,02)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,03)	0,6 (0,01)	0,1 (0,01)	0,2 (0,02)
5 (sector Punucapa)	0,8 (0,04)	0,6 (0,00)	0,1 (0,00)	0,2 (0,00)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,7 (0,02)	0,6 (0,01)	0,1 (0,01)	0,2 (0,02)
7 (río Cayumapu)	0,8 (0,00)	0,7 (0,03)	0,1 (0,01)	0,2 (0,01)

estaciones	Ácidos grasos (µg/L)			
	2020		2021	
	abril	julio	Abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,1	0,2	0,1	0,1
2 (sector Rucaco)	0,2	0,2	0,1	0,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,7	0,1	0,1	0,1
4 (sector Santa Clara)	0,1	0,1	0,2	0,2
5 (sector Punucapa)	0,4	0,1	0,2	0,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,1	0,2	0,3	0,1

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,03	0,16	0,05	0,03
2 (sector Rucaco)	0,02	0,06	0,05	0,02
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,05	0,05	0,05	0,06
4 (sector Santa Clara)	0,03	0,06	0,07	0,03
5 (sector Punucapa)	0,05	0,05	0,11	0,02
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,05	0,06	0,05	<0,02
7 (río Cayumapu)			0,06	0,03

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 2024	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,06	0,05
2 (sector Rucaco)	0,06	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,05	*
4 (sector Santa Clara)	0,05	*
5 (sector Punucapa)	0,05	0,02
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,06	<0,02
7 (río Cayumapu A)	0,06	<0,02
8 (río Cayumapu B)	0,06	

Tabla 18. Concentración de los compuestos órgano-halogenados adsorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	AOX (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	Abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	6,5 (0,2)	9,5 (2,2)	7,4 (0,6)	5,9 (0,4)
2 (sector Rucaco)	50,9 (0,9)	5,4 (0,7)	72,4 (1,7)	10,6 (0,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	29,7 (1,9)	6,9 (1,4)	50,5 (1,2)	10,1 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	25,2 (1,2)	8,7 (1,0)	56,8 (7,4)	10,5 (2,7)
5 (sector Punucapa)	42,1 (2,9)	11,5 (0,1)	159,8 (4,0)	8,4 (0,3)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	5,6 (0,7)	17,2 (1,4)	23,1 (4,0)	10,2 (0,4)
7 (río Cayumapu)	25,5 (1,5)	14,7 (3,3)	118,5 (24,5)	12,2 (2,0)

	AOX (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	5,8 (0,48)	6,3 (0,37)	5,3 (0,2)	5,2 (0,2)
2 (sector Rucaco)	72,5 (2,47)	60,4 (0,42)	60,6 (0,7)	16,5 (0,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	47,1 (0,14)	42,8 (0,77)	55,8 (0,9)	11,5 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	62,1 (5,25)	35,9 (4,02)	30,0 (0,4)	10,8 (0,5)
5 (sector Punucapa)	39,4 (0,02)	32,3 (1,23)	51,6 (4,5)	12,4 (1,2)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	6,7 (0,27)	12,6 (0,91)	10,5 (1,2)	9,2 (0,6)
7 (río Cayumapu)	60,0 (3,83)	22,2 (2,67)	28,3 (3,9)	14,6 (0,4)

estaciones	AOX (µg/L) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,0 (0,46)	6,0 (0,63)	7,3 (0,4)	5,3 (0,3)
2 (sector Rucaco)	23,2 (1,26)	15,5 (1,76)	71,8 (0,3)	10,7 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	27,0 (1,38)	13,2 (1,87)	54,1 (1,6)	6,9 (0,3)
4 (sector Santa Clara)	18,0 (0,41)	9,9 (1,34)	56,1 (0,2)	6,5 (0,3)
5 (sector Punucapa)	16,3 (0,24)	11,9 (0,69)	45,2 (0,0)	6,8 (0,1)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	13,7 (1,53)	9,3 (0,97)	6,0 (0,1)	8,7 (0,2)
7 (río Cayumapu)	13,6 (0,13)	11,8 (0,42)	34,9 (0,6)	9,8 (0,5)

estaciones	AOX (µg/L) 2020 abril	2020 julio	2021 abril	2021 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	8,8	8,6	5,6	9,9
2 (sector Rucaco)	69,9	11,9	11,9	8,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	41,0	5,7	12,2	11,9
4 (sector Santa Clara)	55,7	8,5	10,5	10,8
5 (sector Punucapa)	48,9	8,8	10,7	12,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	10,5	12,3	15,5	13,1

estaciones	AOX (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	11,0	5,6	6,8	22,2
2 (sector Rucaco)	52,5	6,0	25,4	15,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	38,2	7,3	23,8	30,6
4 (sector Santa Clara)	69,9	6,9	27,5	9,1
5 (sector Punucapa)	44,1	7,7	46,2	15,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	13,2	8,1	101,6	24,7
7 (río Cayumapu)			21,7	12,8

estaciones	AOX (µg/L) 2024 abril	2024 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	10,9	10,2
2 (sector Rucaco)	20,0	9,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	27,6	12,3
4 (sector Santa Clara)	30,3	11,5
5 (sector Punucapa)	13,0	23,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	13,7	9,1
7 (río Cayumapu A)	22,0	17,7
8 (río Cayumapu B)	26,5	

3.5. SEDIMENTOS SUBACUATICOS

ANTECEDENTES

La depositación continua de partículas suspendidas en la columna de agua, es el mecanismo principal en la conformación de los fondos sedimentarios subacuáticos. Ya que tales partículas tienen diferentes orígenes y características, el sustrato de este tipo de ambientes está constituido por partículas de variados tamaños, formas y constitución química, lo que resulta en una matriz sedimentaria, capaz de almacenar diferentes elementos y compuestos químicos cuyas concentraciones puedan llegar a ser nocivas para la vida acuática.

Ya que la matriz sedimentaria acuática incorpora esos elementos y compuestos, los fondos sedimentarios subacuáticos actúan como una verdadera caja registradora de cambios ambientales a escala local y regional. Debido a esto, el monitoreo periódico de los sedimentos que forman parte de esos fondos ha sido una de las herramientas más utilizadas para monitorear y evaluar cambios ambientales en la matriz sedimentaria de diferentes cuerpos acuáticos.

OBJETIVOS

Caracterizar - durante el año 2024 la calidad de los sedimentos subacuáticos del HRC, en base a los siguientes parámetros físico-químicos:

• Textura o porcentaje de grava (partículas >2000 µm), arena (partículas entre 63 y 2000 µm), fango (partículas inferiores a 63 µm) y agregados biogénicos (restos de agregados fecales y de tubos habitacionales de gusanos anélidos cuyos tamaños son mayores a las partículas de arena, pero sus constituyentes inorgánicos inferiores a 63 µm).

• Granulometría de la fracción arena, fracción textural más representativa en los sedimentos del HRC.

• Porcentaje de Materia Orgánica Total (MOT).

• pH y Potencial de Oxido Reducción (POR).

• Carbono Orgánico Total (COT), AOX (Órgano-Halogenados Adsorbibles), EOX (Órgano-Halogenados Extraíbles).

• Ácidos Grasos (AG), Ácidos Resínicos (AR), Dioxinas, Furanos y EQTs (Equivalentes Tóxicos) de 17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 2001. Estos últimos parámetros fueron monitoreados en las estaciones 1, 2, 5, 6, 7 y 8 (Fig. 3.5.1).

METODOLOGIAS

Los muestreos de sedimentos subacuáticos se realizaron durante el mes de abril (condiciones de menor caudal hídrico) del año 2024 y en las estaciones 1 (Ciruelos) a 7 (Cayumapu A) (Fig. 3.5.1) (*i.e.*, las mismas seleccionadas para el monitoreo de calidad del agua superficial del HRC). Los datos recolectados durante abril del año 2024 fueron comparados con datos recolectados durante el mismo mes, pero del año 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC) y del período 2015 - 2023 (Programa de Monitoreo Ambiental del HRC). En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas, en que se realizaron los muestreos para los objetivos de este estudio.

Durante el año 2024, se agregó la estación 8 o Cayumapu B; esta se ubica frente a la ribera donde, aparentemente descarga el efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Villa Cayumapu (PTAS), ubicada al interior del río homónimo (Fig. 3.5.1). Los motivos de tal inclusión, dicen relación con el interés de evaluar las características del agua y sedimentos de esta zona del humedal, en el contexto del Estudio "MORTANDAD DE CARPAS, TEMPERATURAS Y CONTENIDOS DE OXIGENO EN EL AGUA DEL HUMEDAL DEL RIO CRUCES Y SUS RIOS TRIBUTARIOS: VERANO 2024 (informe final entregado a Arauco en noviembre 2024). Lo anterior da cuenta de lo adaptativo que es el programa de monitoreo ambiental del HRC, ya que los datos obtenidos en la estación 8 o

Cayumapu B, complementan la base de dataos obtenidos en las estuaciones 1 a 7 y por lo tanto son útiles para evaluar las características de un fenómeno no estudiado con anterioridad.

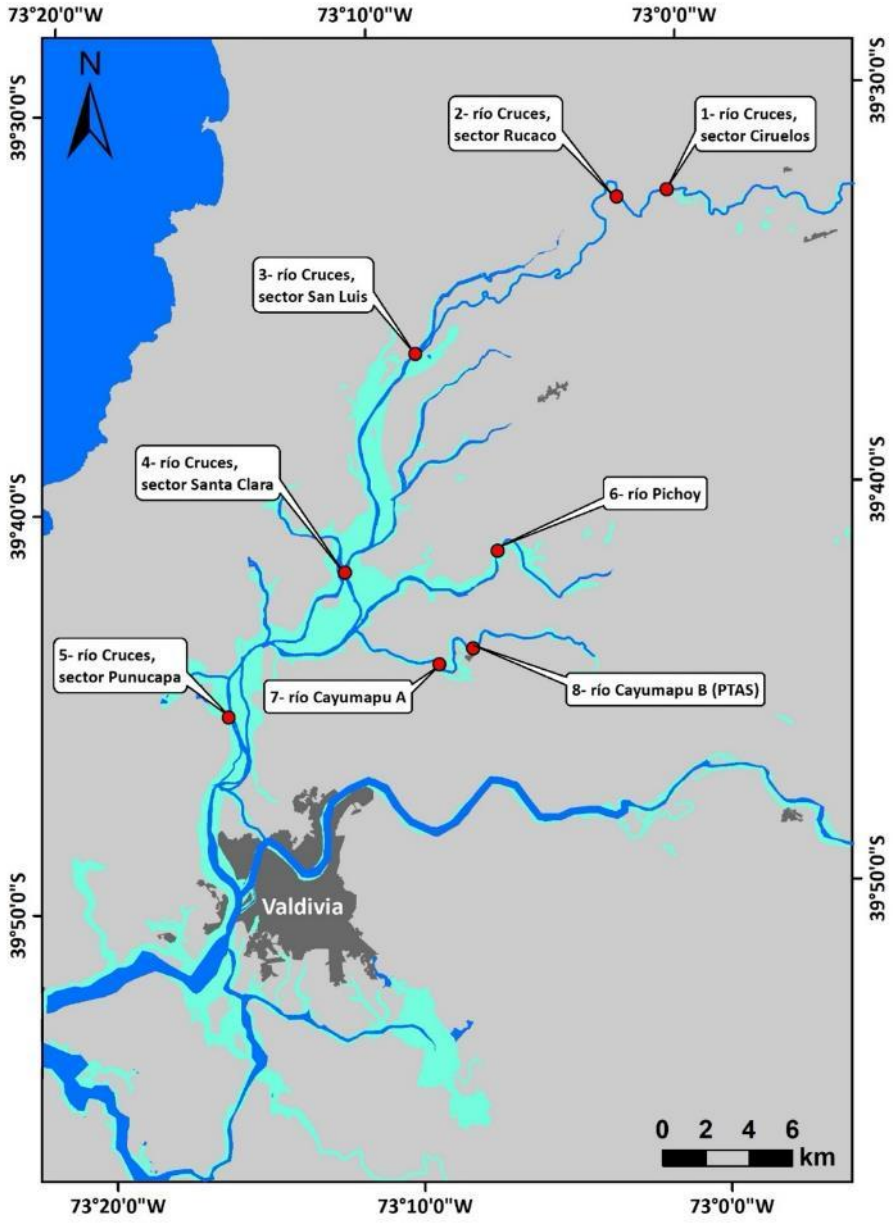


Figura 3.5.1. Ubicación de las ocho estaciones de muestreo (1 a 8), desde las cuales se obtuvieron muestras para evaluar la calidad de los sedimentos subacuáticos del área de estudio durante el año 2024. La estación 8 o complementaria (Cayumapu B) se muestreó por primera vez durante abril del año 2024.

Obtención de muestras, mediciones *in situ* y análisis de laboratorio

Las metodologías de obtención de muestras, mediciones *in situ* y análisis de laboratorio para estudios de calidad del sedimento fueron:

• Uso de draga PONAR (área de obtención de sedimentos = 33 x 33 cm), para obtener muestras de sedimentos subacuáticos (4 réplicas para mediciones de pH y Potencial óxido reducción.

• Mediciones de pH y Potencial de Oxido Reducción (POR) (n = 4), en los sedimentos contenidos en la draga, con sonda multiparamétrica para mediciones *ex situ.*

• Recolección en los sedimentos contenidos en la draga, de submuestras con dos tipos de cilindros plásticos: uno de 2,5 cm de diámetro para análisis texturales y granulométricos (ver más abajo) y enterrado a 5 cm de y otro de 10 cm para análisis de compuestos orgánicos persistentes (ver más adelante) y enterrado a 20 cm de profundidad.

• Los sedimentos obtenidos con el cilindro de 2,5 cm de diámetro se guardaron en bolsas plásticas para ser conservados en frío y realizar los siguientes análisis: i) textura: tamizado en húmedo (Anderson *et al*., 1981) (unidad: %); ii) granulometría de la arena mediante velocidad de decantación de las partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973) (unidad: micrones); iii) contenido de materia orgánica total: calcinación y gravimetría (unidad: %).

• Los sedimentos obtenidos con el cilindro de 10 cm de diámetro se guardaron en envolturas de aluminio (*i.e.*, alusa foil), para ser conservados en frío y realizar los siguientes análisis de compuestos orgánicos persistentes i) Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (unidad: µg/g); ii) Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (unidad: µg/g); iii) compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación micro coulombimétrica con

adsorción en carbono activado (unidad: µg/g); iv) compuestos Órgano-Halogenados Extraíbles (EOX): titulación micro coulombimétrica con extracción en hexano (unidad: µg/g); v) Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos: Cromatografía gaseosa de alta resolución con detección de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) y preparación automática de muestras (FMS) utilizando Extracción Presurizada Liquida (PLE) (unidad: ng/g). El contenido de Dioxinas y Furanos se expresa como la suma de los congéneres individuales analizados, *i.e.*, 7 Dioxinas y 10 Furanos. Los Equivalentes Tóxicos totales son la suma de los 17 congéneres, multiplicados por el factor equivalente respectivo de toxicidad. Para esto se utilizan los factores equivalentes de peces, según lo sugerido por las directrices establecidas en la Guía Provisoria de Calidad de Sedimentos (ISQG en inglés). Estas fueron propuestas por el "Canadian Council of Ministers of the Environment" o CCME (2001) y son actualmente utilizadas para definir el riesgo toxicológico de una muestra de sedimento.

Análisis de los datos

Los análisis de los datos obtenidos para las variables estudiadas, incluyen la:

i) Confección de diagramas de caja y bigotes ("box and whisker plots" en inglés, para resumir la gran cantidad de datos (2014 - 2024) obtenidos de las variables estudiadas, en una visión general y previa a la realización de análisis estadísticos.

ii) Realización de **Análisis estadísticos univariados,** para datos recolectados durante el período 2014 - 2024, incluyendo porcentajes de grava, arena, fango, agregados biogénicos, materia orgánica total y tamaño de la partícula de arena, además de: pH, redox, Ácidos grasos, AOX, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos. Para ello, las estaciones de muestreo fueron categorizadas como sigue:

- Estaciones 1 y 2 (Ciruelos y Rucaco; Fig. 3.5.1): ubicadas en eje central del río Cruces y no afectadas por variabilidad mareal.
- Estaciones 3, 4 y 5 (San Luis, Santa Clara y Punucapa; Fig. 3.5.1): ubicadas en eje central del río Cruces y afectadas por variabilidad mareal.
- Estaciones 6 y 7 (Pichoy y Cayumapu A y B: Fig. 3.5.1): ubicadas en los ríos tributarios homónimos y afectadas por variabilidad mareal.

iii) Realización de **Análisis estadísticos multivariados**, para datos recolectados durante el período 2014 - 2024, incluyendo pH, redox, tamaño medio de la arena, porcentajes de materia orgánica y carbono orgánico total, Ácidos grasos, AOX, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos.

Análisis estadísticos univariados

Se aplicó Análisis de Varianza (ANDEVA), para evaluar la existencia o no de diferencias significativas entre los factores principales de interés (ver Sokal & Rohlf, 1994): en este caso estaciones del área de estudio y temporalidad (2014-2024), todos considerados como factores fijos.

Como primera regla de decisión, se consideró aplicar el ANDEVA sobre los datos sin transformar, evaluando los supuestos de normalidad en forma visual y mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual está basada en la función de distribución acumulativa empírica (FDCE) de la variable y cuyo gráfico de probabilidades esperadas *versus* observadas, permite inspeccionar visualmente la distribución de la variable. Este análisis fue realizado sobre los residuos del modelo ANDEVA de cada variable analizada.

Por otra parte, el supuesto de homogeneidad de varianzas u homocedasticidad fue evaluado usando las Pruebas de Bartlett y de Levene. La primera aplica cuando los datos provienen de distribución normal, pero no es muy robusta a fuertes desviaciones

de la normalidad. La Prueba de Levene aplica cuando la variable proviene de una distribución continúa, pero no necesariamente normal, dado que la misma considera la distancia de la observación a la mediana en lugar de la media (esto la hace más robusta en análisis de muestras pequeñas). Cuando no se cumplieron estos supuestos se aplicó la prueba de Kruskall-Wallis para comparar entre niveles de los factores principales (estaciones y campañas de muestreo). Esta prueba es la versión no paramétrica del ANDEVA y se basa en la comparación de las medianas entre dos o más niveles de un factor y tiene la debilidad que es afectada por la presencia de datos extremos ("outliers") en las muestras. Esta prueba se basa en los siguientes supuestos:

i) las muestras a comparar son independientes y tomadas aleatoriamente desde una muestra con distribución continua,

ii) las distribuciones de las muestras a comparar son similares.

Como regla de decisión general, y dado que para efectos comparativos el ANDEVA es más robusto ante desviaciones de la normalidad y homocedasticidad teniendo mayor poder o baja probabilidad de cometer error de Tipo II (cuando no se rechaza una hipótesis nula siendo esta falsa) que cualquier otra prueba no paramétrica, en este informe se describen principalmente los resultados de ANDEVA. En aquellos casos en que no se cumple alguno de los supuestos, se presentan también los resultados para la prueba de Kruskall-Wallis.

Luego de la aplicación del ANDEVA y en aquellos casos en que los factores evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó la prueba *a posteriori* de Tukey para determinar qué estación es responsable de generar las diferencias entre niveles de cada factor. En otras palabras, esta prueba permite comparar entre todas las medias de los niveles de un factor.

Análisis estadísticos multivariados

Se analizó la multivarianza de los datos recolectados anualmente (abril) en las estaciones de muestreo (Fig. 3.5.1), entre los años 2014 y 2024. La técnica de análisis multivariado seleccionada correspondió al Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual permite reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos de variables múltiples y retener la mayor proporción de la variación presente en el conjunto de datos. Se genera así un nuevo set de variables, denominadas componentes principales (Jolliffe, 2002), los que son una combinación lineal de las variables originales, además de ortogonales o independientes entre sí (no correlacionados). Una de las principales ventajas del ACP, es que entrega una medida de la varianza que explica cada una de las componentes multivariadas (valores propios), además del grado de correlación o covarianza que existe entre cada una de las variables de entrada y la componente multivariada resultante (Cayuela, 2011).

Para evaluar la eventual existencia de diferencias estadísticamente significativas entre años y estaciones de muestreo y, se utilizó Análisis de Varianza Permutacional Multivariado (PERMANOVA). Esta técnica permite probar la respuesta simultánea de una o más variables, a uno o más factores en un diseño experimental ANOVA sobre la base de cualquier medida de distancia, utilizando métodos de permutación (Anderson, 2001). Para el rechazo de la hipótesis nula se empleó un alfa (valor-p) de 0,01 para un total de 9999 permutaciones.

La existencia de eventuales tendencias en la concentración de los parámetros analizados fue evaluada mediante la prueba de tendencia neta de Mann & Kendall (Mann 1945, Kendall 1975), cuyo propósito es determinar estadísticamente la existencia de una tendencia monotónica (no necesariamente lineal), ascendente o descendente de las variables de interés a lo largo del tiempo. En atención a los objetivos del monitoreo del HRC, se busca identificar aquellos parámetros que muestran tendencias ascendentes estadísticamente significativas.

Los análisis estadísticos fueron efectuados en R versión 4.0.3 (R Core Team, 2020), utilizando las librerías “vegan” (Oksanen *et al*., 2019) y “ggbiplot” (Vu, 2011).

RESULTADOS

3.5.1. TEXTURA, GRANULOMETRÍA ARENA, CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA

Las Figuras 3.5.2 a 3.5.13 y Tablas 1 a 6 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en los porcentajes estacionales de grava (>2000 µm), arena (63-2000 µm), tamaño de la partícula de arena, fango (<63 µm), agregados biogénicos y materia orgánica total, durante el período 2014 - 2024 (11 años).

Grava

Las concentraciones promedio más altas de grava para todo el período de estudio, se han detectado en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco y San Luis (cercanos al 25 %), para todo el período de estudio (Fig. 3.5.2). Practicamente no se detectó grava en el sedimento del resto de estaciones del área de estudio (Fig. 3.5.2).

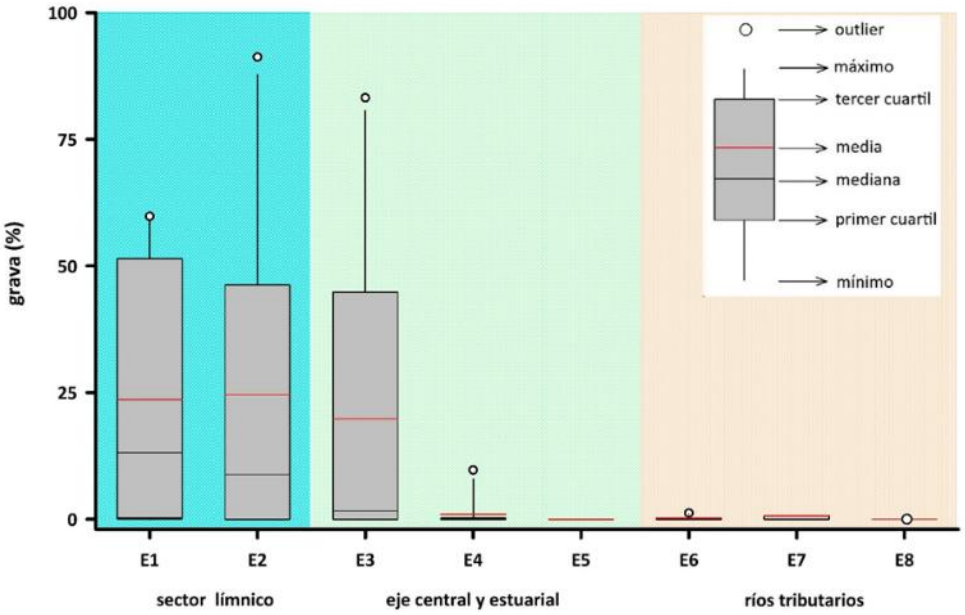


Figura 3.5.2. Resumen comparativo de la variabilidad espacial de las proporciones de grava (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

La Figura 3.5.3. muestra la marcada variabilidad inter anual en los contenidos de grava de esas estaciones; más aún, a partir del 2021 los porcentajes de ocurrencia fueron muy bajos o practicamente no se detectó esta fracción textural en San Luis, Santa Clara y Punucapa (Fig. 3.5.3).

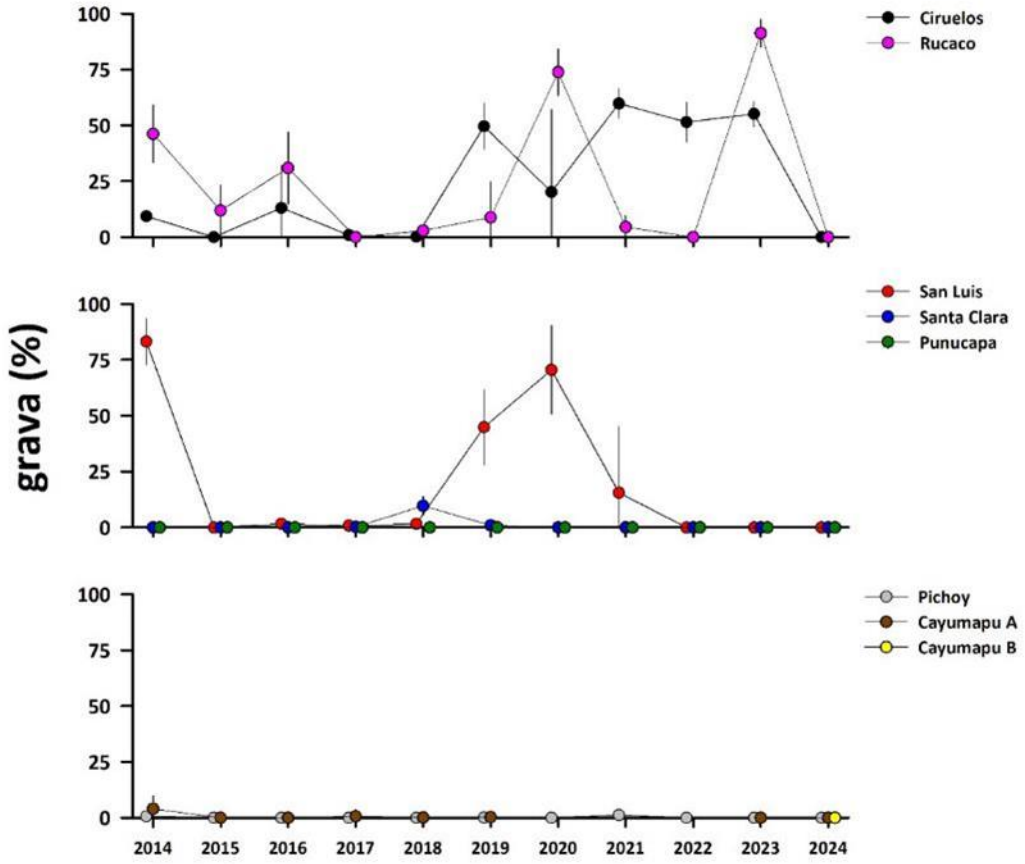


Figura 3.5.3. Comparación de la variabilidad inter anual de las proporciones de grava (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

Arena

En general, la fracción arena fue la fracción porcentual dominante en los sedimentos de la mayoría de las estaciones, excepto en las dos estaciones del río Cayumapu, donde la fracción arena fue inferior a un valor porcentual promedio de 25 %, durante todo el periodo de estudio (11 años; Fig. 3.5.4). Durante la totalidad de las campañas, los valores porcentuales más altos (promedios > 50%) han sido registrados en el eje central del río Cruces (estaciones 1 (Ciruelos) y 4 (Santa Clara) y en un río tributario (estación 6, Pichoy) (Fig. 3.5.4).

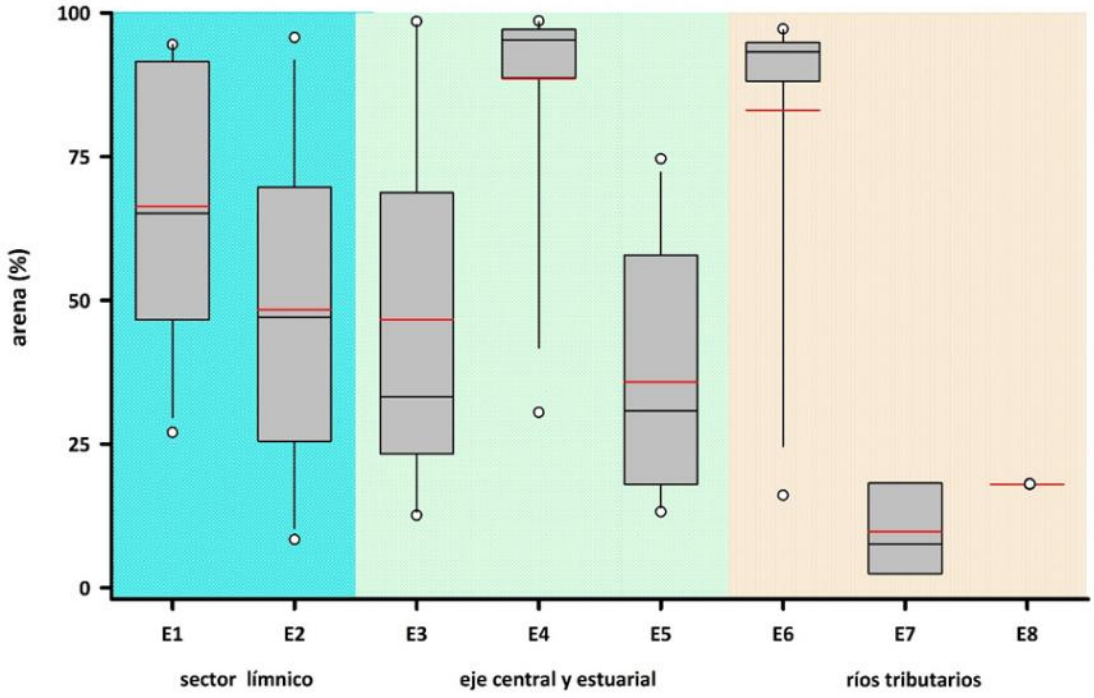


Figura 3.5.4. Resumen comparativo de la variabilidad espacial de las proporciones de arena (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

La Figura 3.5.5 muestra la variabilidad inter anual en los porcentajes de arena, calculados para cada sitio de muestreo. Entre las estaciones con mayor contenido de arena, fueron los sedimentos de Santa Clara y Pichoy, los que mostraron menor variabilidad inter anual. La Figura 3.3.5, muestra también que, de modo consistente, los

sedimentos de las estaciones del río Cayumapu (A y B), son las con menor representación porcentual de arena (< 25%).

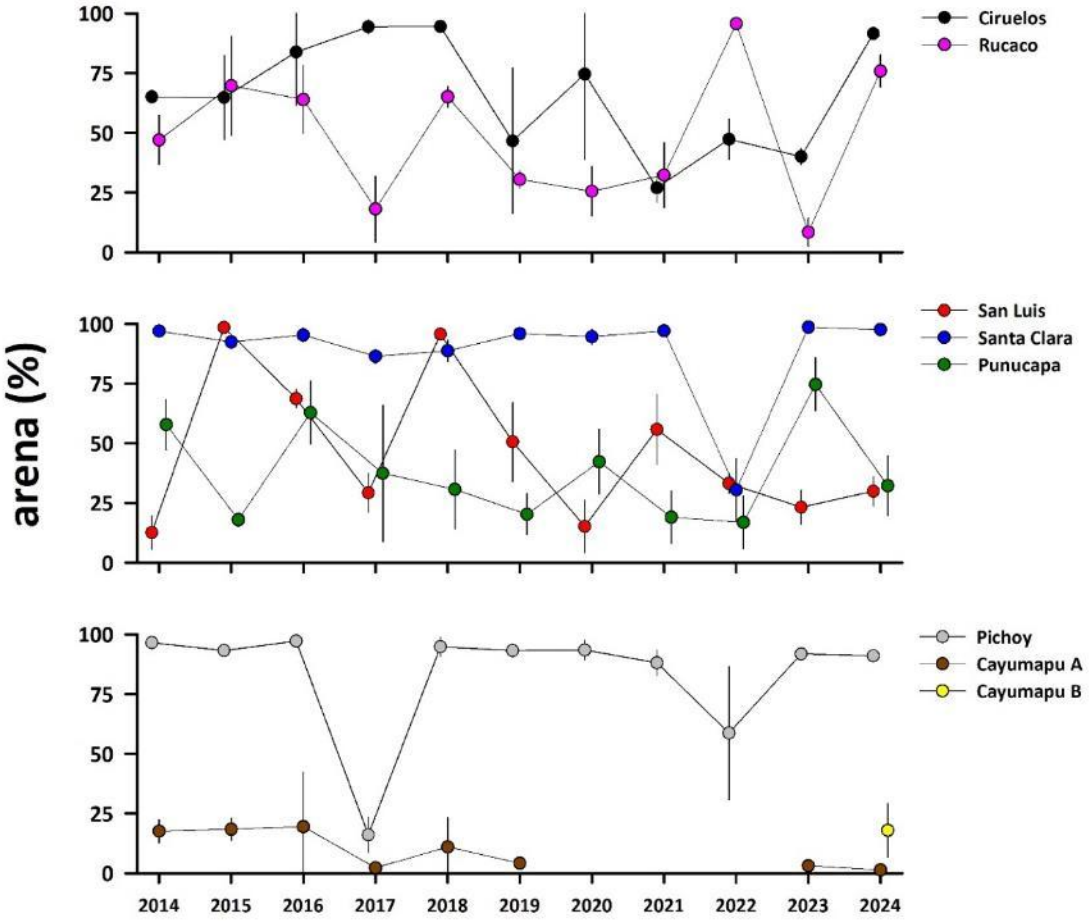


Figura 3.5.5. Comparación de la variabilidad inter anual de las proporciones de arena (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

Tamaño de la partícula de arena

La variabilidad del tamaño de la partícula de arena, muestra en general, un predominio de partículas superiores al tamaño medio, (250-500 micrones; Folk 1980), siendo las estaciones Ciruelos, Rucaco, San Luis y Santa Clara las que presentan las

mayores magnitudes en tamaño (500-1000 micrones; Folk 1980) (Fig. 3.5.6 y 3.5.7). Las partículas de menor tamaño se han detectado consistentemente en los sedimentos de la estación Punucapa y Cayumapu; *i.e.*, arenas finas (125-250 micrones; Folk, 1980) (Fig. 3.5.6 y 3.5.7).

Durante la campaña de abril 2024 se registró la misma tendencia de años anteriores, excepto en Rucaco, donde el tamaño de la partícula de arena disminuyó significativamente, en relación al año 2023 (Fig. 3.5.6).

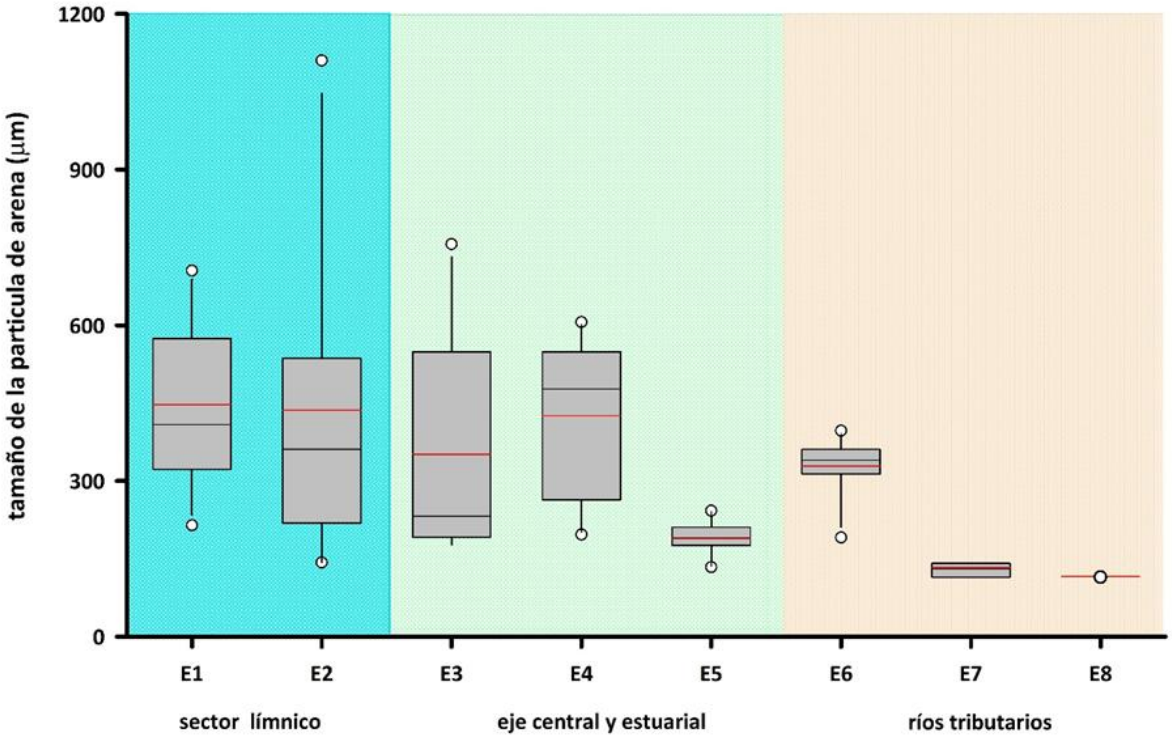


Figura 3.5.6. Comparación de la variabilidad espacial del tamaño de la partícula de arena (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

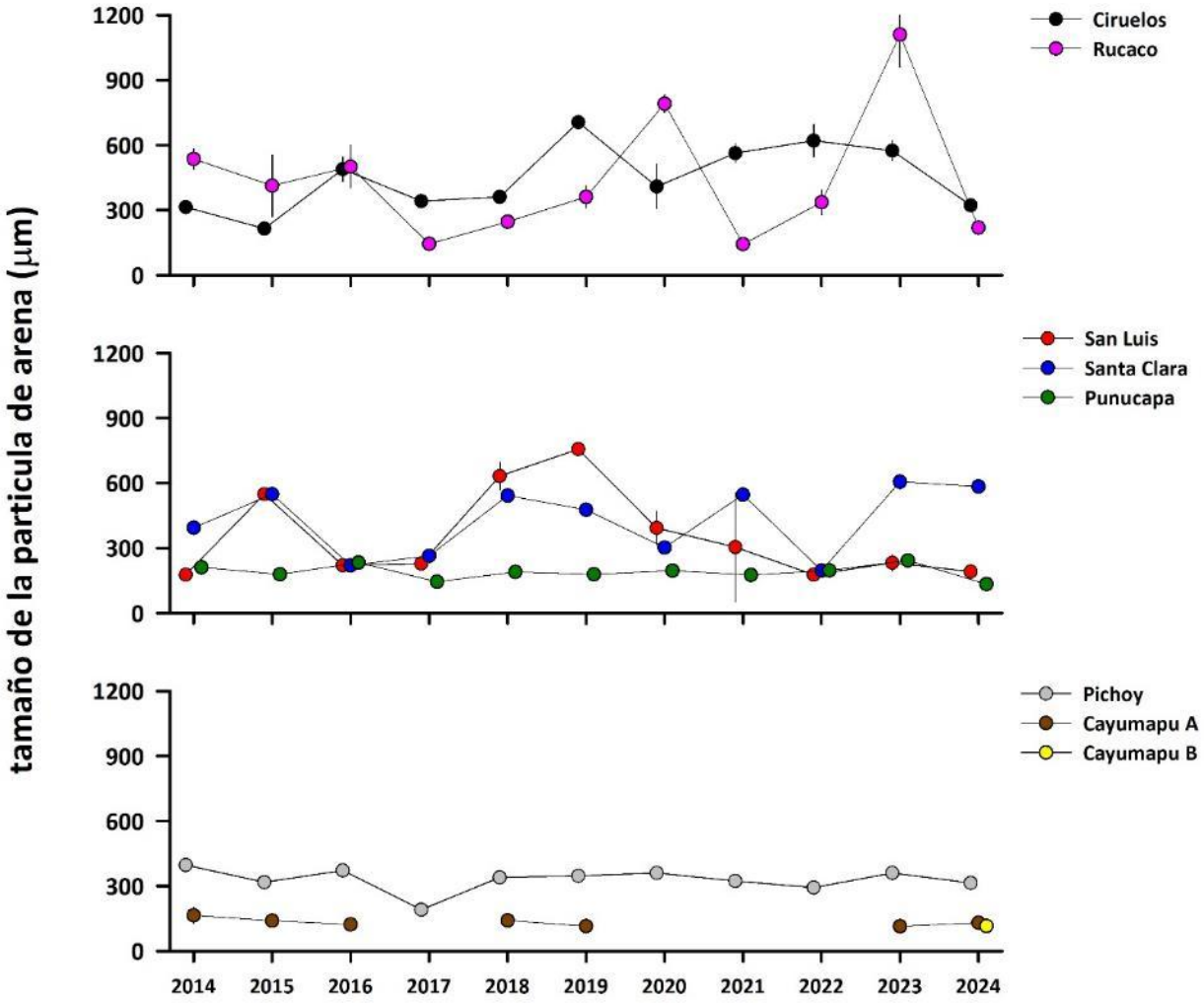


Figura 3.5.7. Comparación de la variabilidad inter anual del tamaño de la partícula de arena en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

Fango

La fracción fango o fracción más fina (partículas < 63 micrones), fue la fracción porcentual dominante en los sedimentos de Punucapa (estación 5) y en las dos estaciones del río Cayumapu (7 y 8), durante todo el periodo de estudio (11 años; Fig. 3.5.8). La compración iDurante las campañas de los años 2022 y 2023, la estación San Luis presentó proporciones de fango similares a lo registrado en Punucapa durante el año 2022,

tendencia que se mantuvo durante el año 2024 (Fig. 3.5. 9). Por su parte, las concentraciones más bajas de fango (<10%) ocurrieron en los fondos sedimentarios de Ciruelos, Santa Clara y Pichoy (Fig. 3.5.8 y 3.5.9).

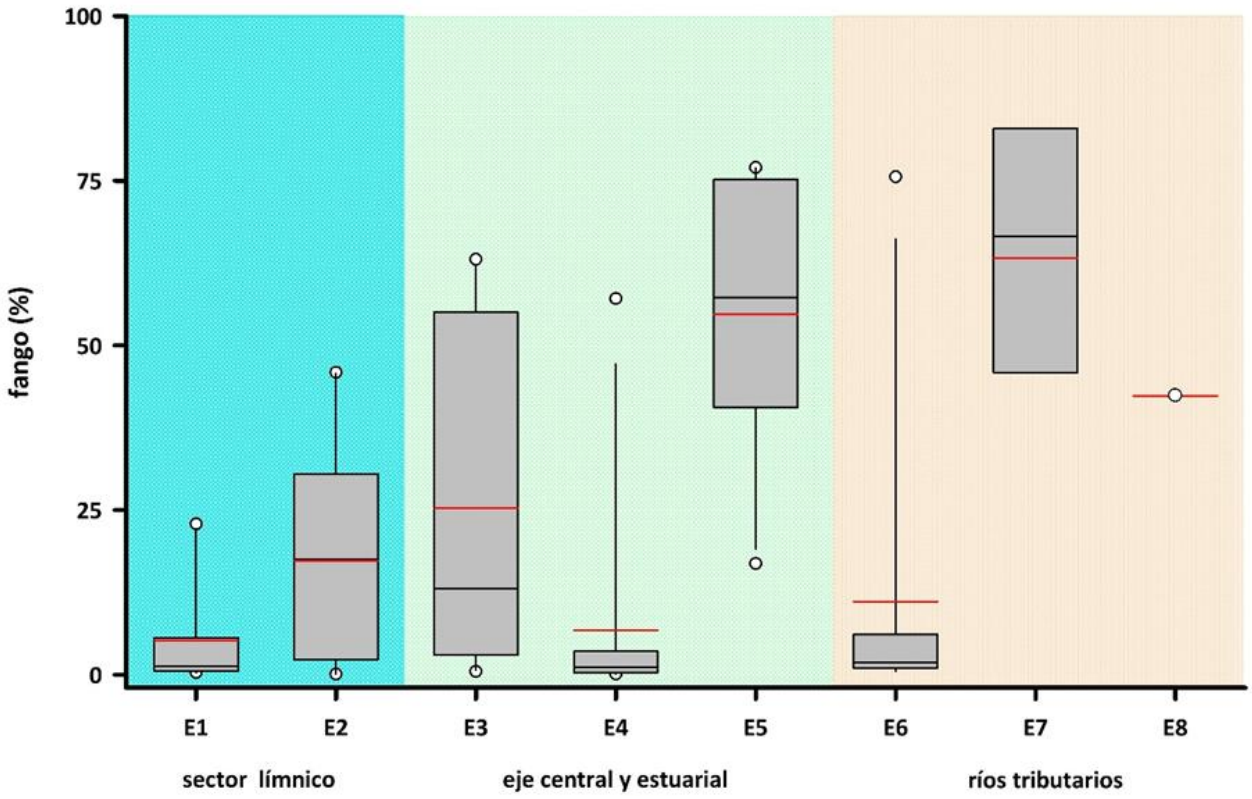


Figura 3.5.8. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de fango (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

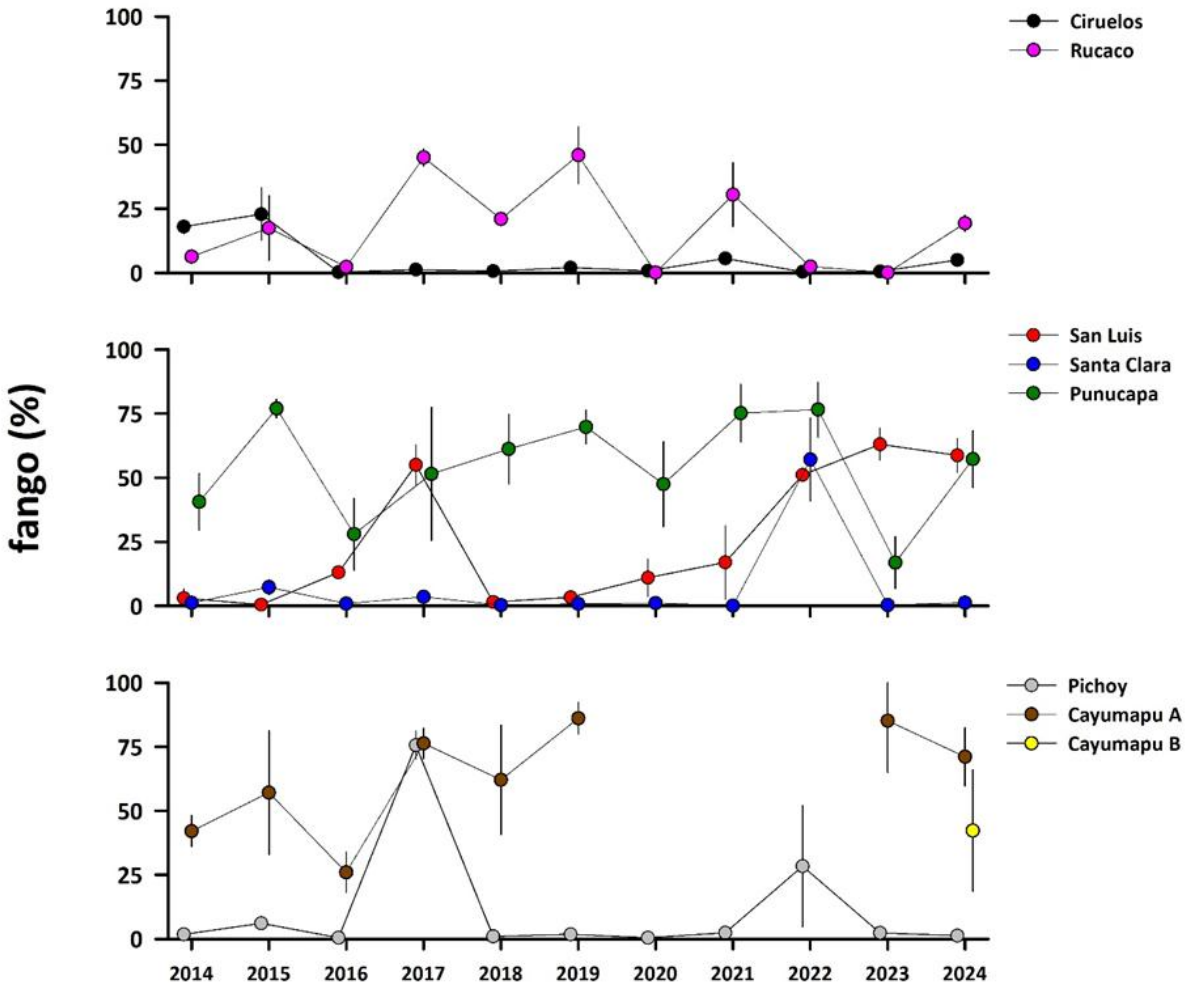


Figura 3.5.9. Comparación de la variabilidad inter anual de las proporciones de fango (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

Agregados biogénicos

Los agregados biogénicos han tenido en general, baja representación porcentual (<15%) en los sedimentos del HRC, durante el período 2014-224 (11 años) (Fig. 3.5.10). Durante ese período, las concentraciones promedio de esos agregados fueron más altas, en los sedimentos de las estaciones 7 y 8 (Cayumapu A y B) (Fig. 3.5.10).

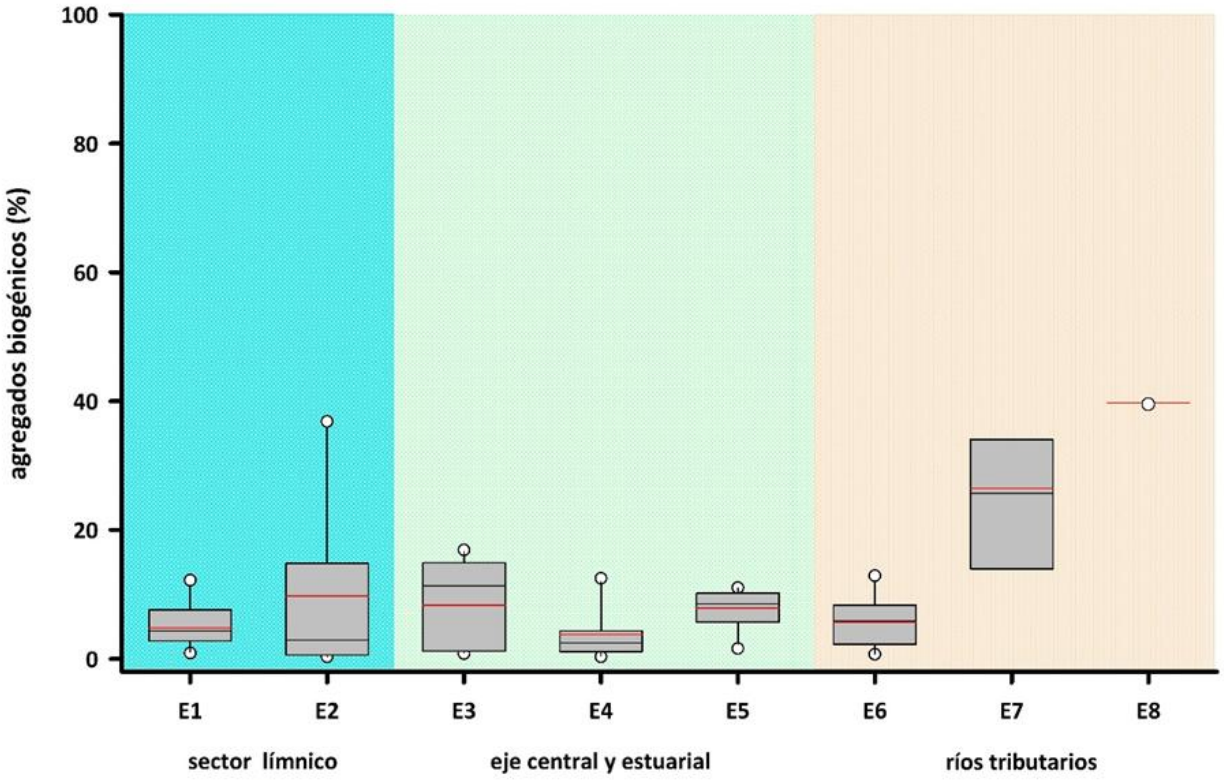


Figura 3.5.10. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de agregados biogénicos (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Destacan los altos contenidos de agregados biogénicos durante los años 2017 y 2021, en los fondos de Rucaco (*ca.* 40%), durante el año 2016 en Cayumapu A (*ca*. 60%) y durante el año 2024 en Cayumapu A y B (*ca.* 20-35%) (Fig. 3.5.11). Durante la campaña de abril 2024, solo los sedimentos de las estaciones ubicadas en el río Cayumapu (Cayumapu A y Cayumapu B), presentaron altos porcentajes de agregados biogénicos (Fig 3.5.11).

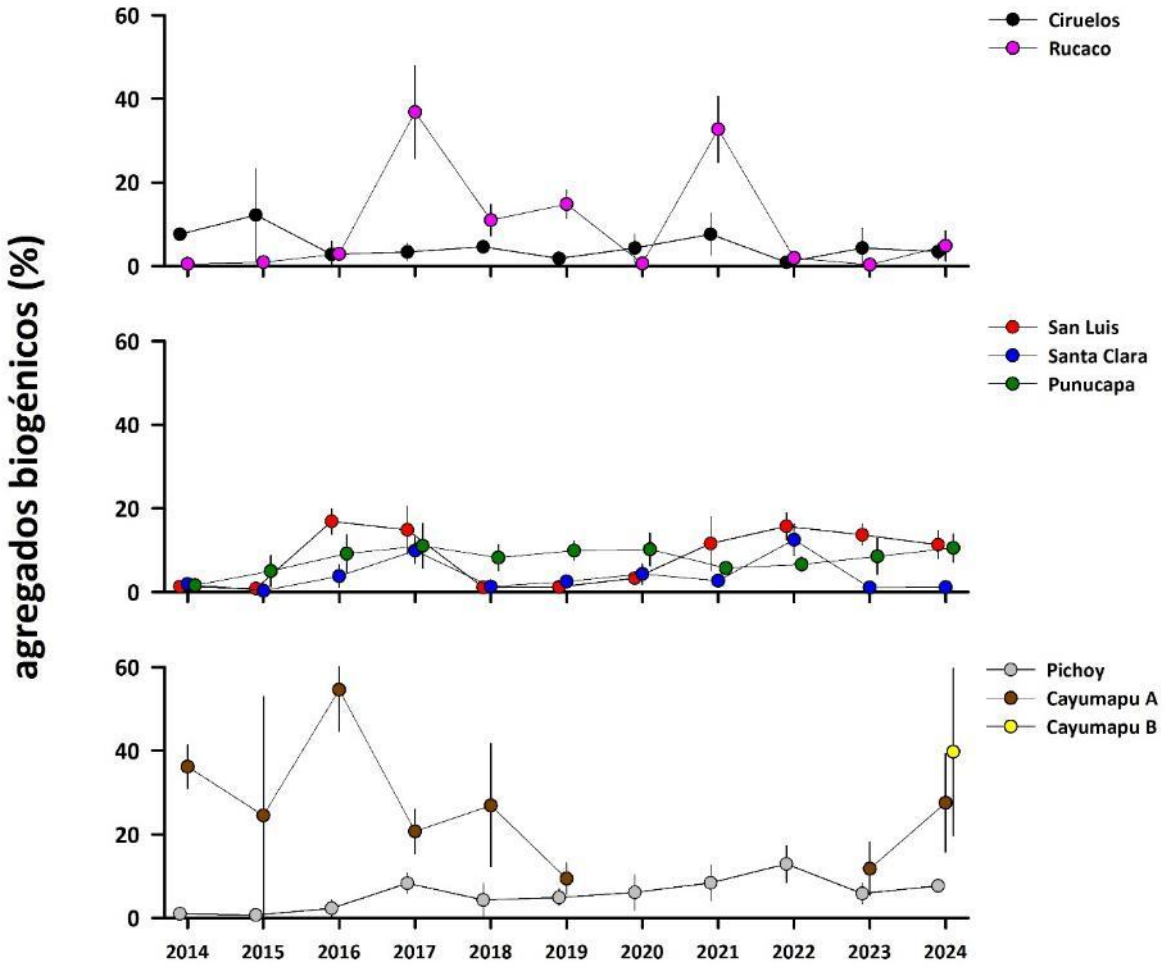


Figura 3.5.11. Comparación de la variabilidad inter anual de las proporciones de agregados biogénicos (%) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

Materia orgánica total

Los contenidos de materia orgánica total han tenido en general, una representación porcentual inferior al 25%, durante el período 2014-224 (11 años) (Fig. 3.5.12). Durante ese período, las concentraciones promedio de materia orgánica total más altas y más bajas, ocurrieron en los sedimentos de Cayumapu A y B (*ca.* 25%) y Ciruelos y Santa Clara (< 5%), respectivamente (Fig. 3.5.12).

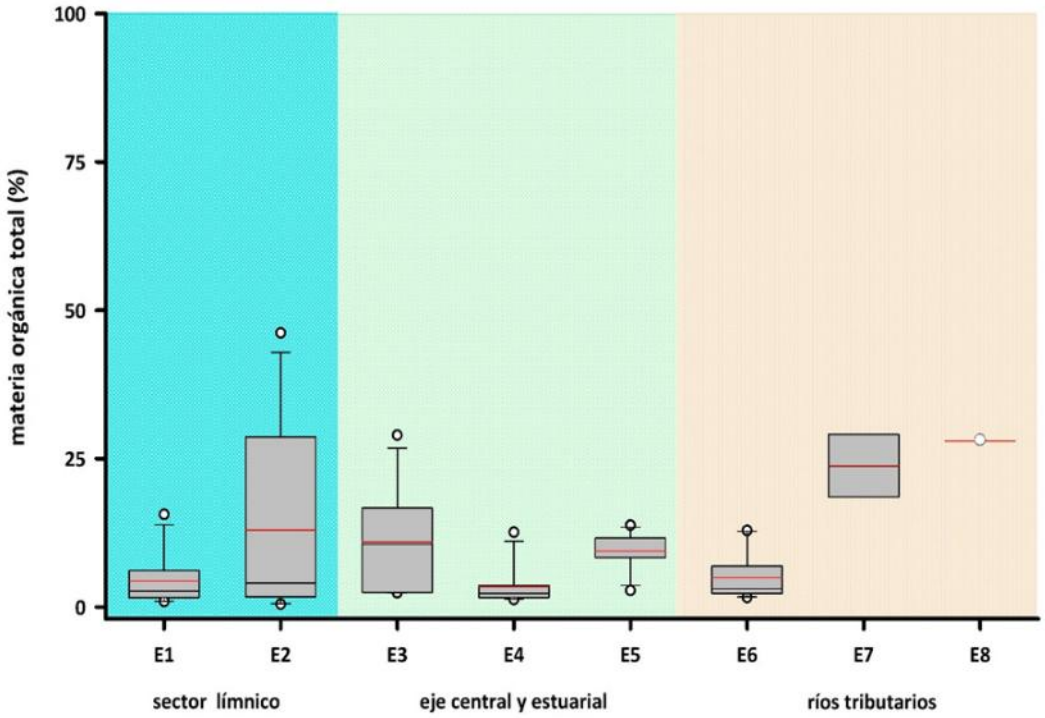


Figura 3.5.12. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de materia orgánica total (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

La Figura 3.5.13 muestra la variabilidad inter anual de la materia orgánica total en los sedimentos subacuáticos del área de estudio. Destaca los altos contenidos en San Luis durante los años 2017, 2019 y 2021, los de San Luis el año 2020 y los de Cayumapu A durante la mayor parte del monitoreo (Fig. 3.5.13).

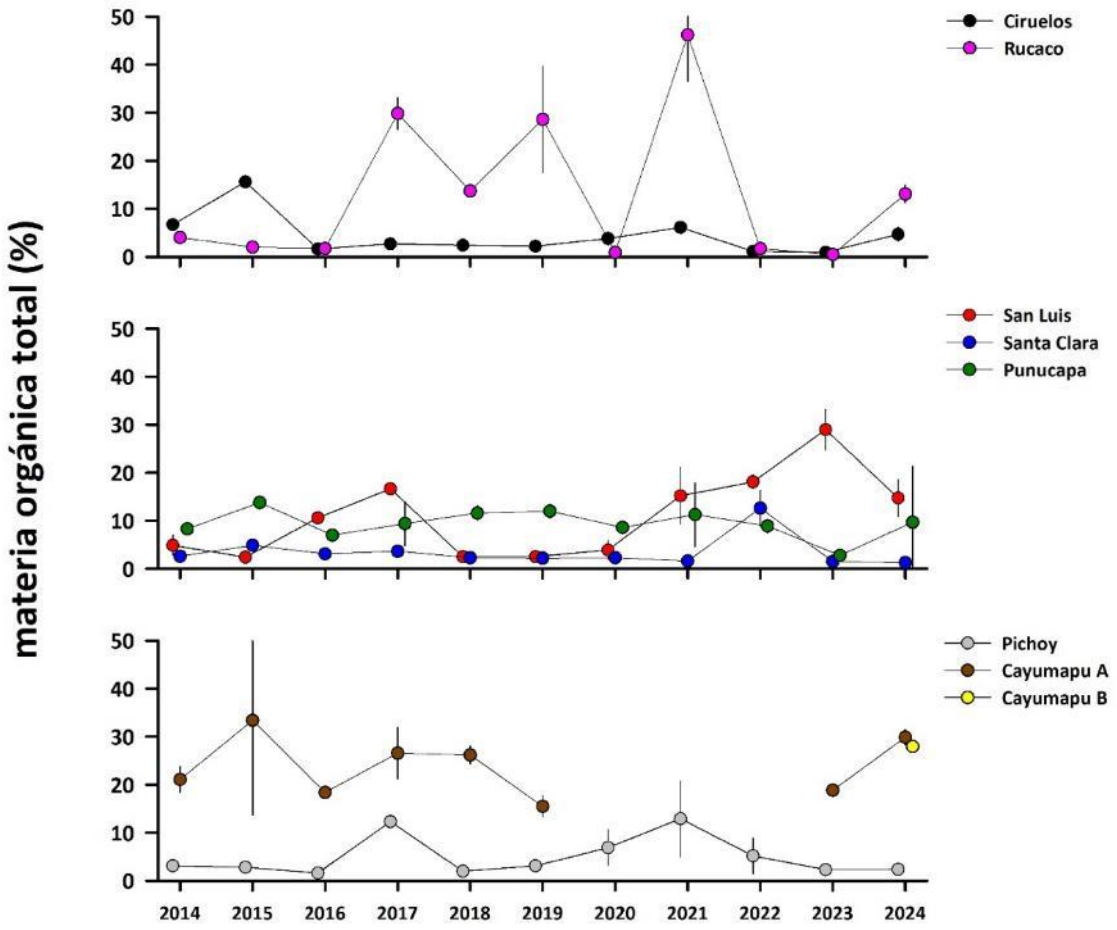


Figura 3.5.13. Comparación de la variabilidad inter anual de las proporciones de materia orgánica total (%) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

Análisis estadísticos univariados

Los porcentajes de las fracciones texturales de los sedimentos del área de estudio, no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) en cuanto a variabilidad temporal se refiere (2014-2024) (Tabla 3.5.1). En cuanto a variabilidad espacial (datos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del humedal), los valores de los porcentajes promedio de grava y del tamaño de la partícula de arena, fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en el sector límnico (Tabla 3.5.1).

Tabla 3.5.1. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos subacuáticos del HRC. Las fuentes de variación son años (2014 al 2024) y sectores (L = sector límnico, EE = sector eje central del río Cruces, T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Grava (*)(***)	Año (A)	10	6,079	0,608	1,552	0,156	
	Sector (S)	2	11,074	5,537	14,135	**<0,001**	L > EE = T
	A x S	20	8,369	0,418	1,068	0,415	
	Error	41	16,061	0,392			
	Total	73	42,112	0,577			
Arena (*)	Año (A)	10	1,373	0,137	0,685	0,732	
	Sector (S)	2	0,484	0,242	1,207	0,309	
	A x S	20	2,375	0,119	0,592	0,896	
	Error	41	8,219	0,200			
	Total	73	12,563	0,172			
Tamaño arena (**)	Año (A)	10	0,376	0,038	0,694	0,758	
	Sector (S)	2	0,448	0,224	4,141	**0,020**	L > EE = T
	A x S	20	0,798	0,039	0,737	0,650	
	Error	41	2,165	0,054			
	Total	73	3,903	0,054			
Fango (*)	Año (A)	10	8,673	0,867	1,008	0,453	
	Sector (S)	2	2,841	1,421	1,651	0,204	
	A x S	20	10,945	0,547	0,636	0,861	
	Error	41	35,289	0,861			
	Total	73	56,806	0,778			
Ag. Biogénicos (*)(**)	Año (A)	10	2,902	0,290	1,053	0,419	
	Sector (S)	2	1,586	0,793	2,879	0,068	
	A x S	20	3,298	0,165	0,599	0,891	
	Error	41	11,294	0,275			
	Total	73	19,728	0,270			
MOT (*)(**)	Año (A)	10	2,140	0,214	0,891	0,549	
	Sector (S)	2	0,914	0,457	1,902	0,162	
	A x S	20	2,843	0,142	0,592	0,896	
	Error	41	9,847	0,240			
	Total	73	15,564	0,213			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Al comparar entre estaciones, los resultados evidenciaron contenidos porcentuales significativamente más altos (p<0,05) de grava en los sedimentos de las estaciones Ciruelos y Rucaco (sector Límnico) (Tabla 3.5.2). A su vez, las proporciones de

la fracción arena y tamaño de la partícula de arena, fueron significativamente más bajas (p<0,05) en la estación Cayumapu A, justamente donde se estimaron las proporciones significativamente más altas (p<0,05) de la fracción fango, agregados biogénicos y materia orgánica total (Tabla 3.5.2), mientras que, el tamaño de la partícula de arena fue significativamente más bajo (p<0,05) en las estaciones Punucapa y Cayumapu A (Tabla 3.5.2).

Tabla 3.5.2. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca A =Cayumapu A). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Grava (*)(**)	Estación	6	15,222	2,537	6,321	**<0,001**	Ci=Ru>SC=Pu=Pi=Ca A; Ru=Ci=SL
	Error	67	26,891	0,401			
	Total	73	42,112				
Arena (*)(***)	Estación	6	7,563	1,261	16,894	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pi>Pu>Ca A
	Error	67	4,999	0,075			
	Total	73	12,563				
Tamaño arena (*)(**)	Estación	6	1,806	0,301	9,472	**<0,001**	Ci=Ru=SL=Pi=SC>Pu=Ca A
	Error	66	2,097	0,032			
	Total	72	3,903				
Fango (*)(**)	Estación	6	26,576	4,459	9,943	**<0,001**	Ca A>Ci=Ru=SL=SC=Pi; Ca A=Pu
	Error	67	30,050	0,449			
	Total	73	56,806				
Ag. Biogénicos (*)	Estación	6	5,525	0,921	4,344	**<0,001**	Ca A>Ci=Ru=SC=Pi; Ca A=SL=Pu
	Error	67	14,203	0,212			
	Total	73	19,728				
MOT (*)(**)	Estación	6	5,747	0,958	6,538	**<0,001**	Ca A>Ci=Ru=SC=Pi; Ca A=SL=Pu
	Error	67	9,817	0,147			
	Total	73	15,564				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA: (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

3.5.2. CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT)

Las Figuras 3.5.14 y 3.5.15 y la Tabla 7 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal del Carbono orgánico total, durante el período 2014 - 2024 (11 años). Los sedimentos de Rucaco (estación 2), San Luis (estación 3) y Cayumapu A y B (estaciones 7 y 8, respectivamente) presentaron las concentraciones más altas de COT (hasta *circa* 4 - 6% de promedio para todo el período de estudio (11 años) (Fig. 3.5.14). A su vez, los sedimentos de Ciruelos (estación 1), Santa Clara (estación 4) y Pichoy (estación 6), tuvieron las concentraciones más bajas de COT (<1% de promedio para todo el período de estudio (11 años) (Fig. 3.5.14). La Figura 3.5.14 muestra que en general, las medias y medianas estuvieron muy cercanas en los "box plots", lo que indica que la distribución de los datos no se inclina hacia valores más bajos o más altos; es decir, dentro de cada estación no hay mayor variabilidad inter anual. Durante la campaña del año 2024, las dos estaciones ubicadas en el rio Cayumapu (Cayumapu A o estación 7 y Cayumapu B o estación 8), presentaron concentraciones más altas de COT que el resto de las estaciones (Fig. 3.5.15).

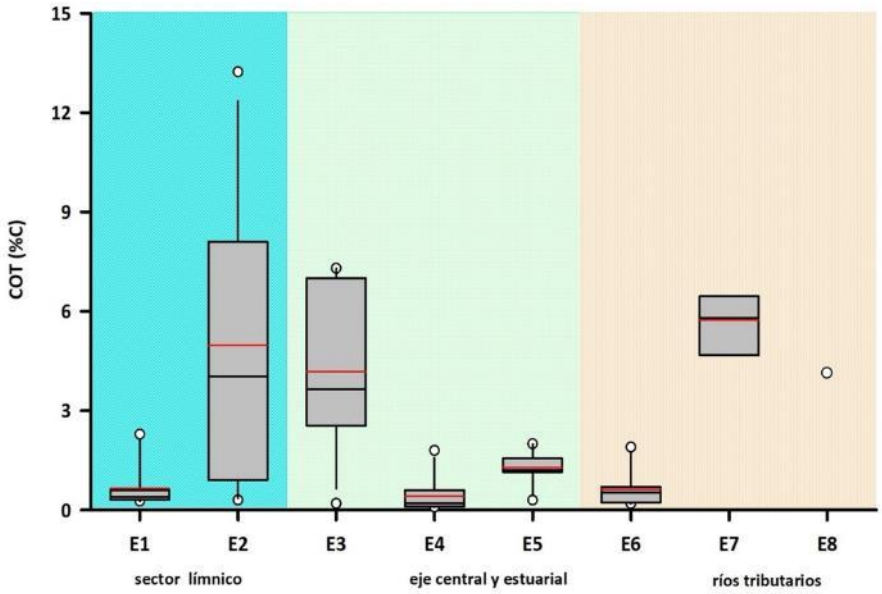


Figura 3.5.14. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de COT (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

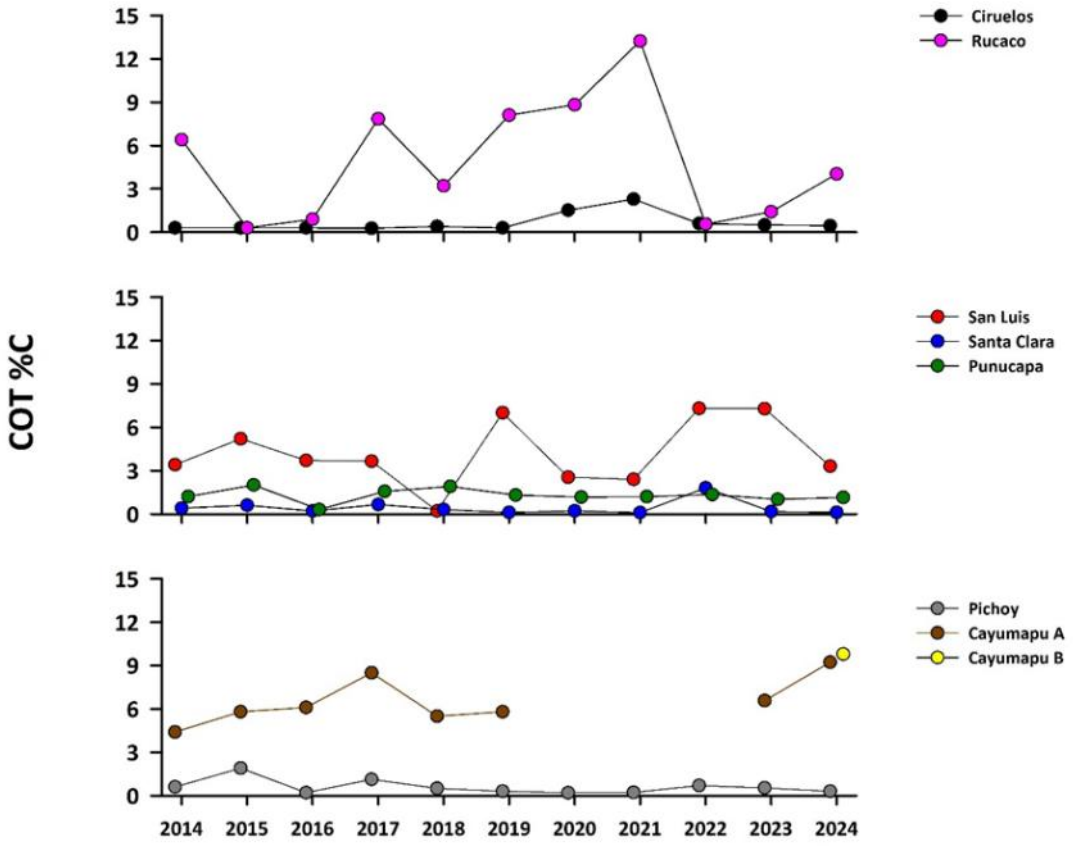


Figura 3.5.15. Comparación de la variabilidad inter anual de COT en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar. Los valores de desviación hasta el año 2019 fueron muy bajos; por lo mismo, no se visualizan en esta figura.

Análisis estadísticos univariados

La Tabla 3.5.3 muestra que Los porcentajes de COT en los sedimentos del área de estudio, no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) en cuanto a variabilidad temporal o espacial (comparación entre sectores) se refiere (2014-2024) (Tabla 3.5.3).

Tabla 3.5.3. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Carbono Orgánico Total (COT) del sedimento submareal del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
COT (*)(**)	Año (A)	10	0,877	0,088	0,192	0,996	
	Sector (S)	2	0,096	0,043	0,094	0,911	
	A x S	20	5,368	0,268	0,589	0,898	
	Error	41	18,685	0,456			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Al comparar entre estaciones, los resultados evidenciaron contenidos porcentuales significativamente más altos (p<0,05) de COT en los sedimentos de las estaciones Rucaco, San Luis y Cayumapu A *versus* el resto de estaciones (Tabla 3.5.4).

Tabla 3.5.4. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Carbono Orgánico Total (COT) del sedimento submareal del área estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y Ca A= Cayumapu A). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
COT (*)(**)	Año (A)	10	1,018	0,102	0,716	0,706	
	Estación (E)	6	16,199	2,700	18,993	**<0,001**	Ru=SL=Ca A>Ci=SC=Pu=Pi
	A x S	57	8,102	0,142	1,689	0,698	
	Error	73	25,126	0,344			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

3.5.3. pH Y POTENCIAL DE ÓXIDO Y REDUCCIÓN (POR)

Las Figuras 3.5.16 a 3.5.19 y las Tablas 8 y 9 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal del pH y POR, durante el período 2014 - 2024 (11 años).

Los valores de pH medidos en el sedimento fueron muy similares entre estaciones y años de muestreo, con valores promedio para todo el período de estudio (11 años), cercanos a 7,0 (Fig. 3.5.16); lo anterior con excepción de la estación 7 o Cayumapu A, en la que el valor promedio fue cercano a 6,5 (Fig. 3.5.16 y 3.5.17).

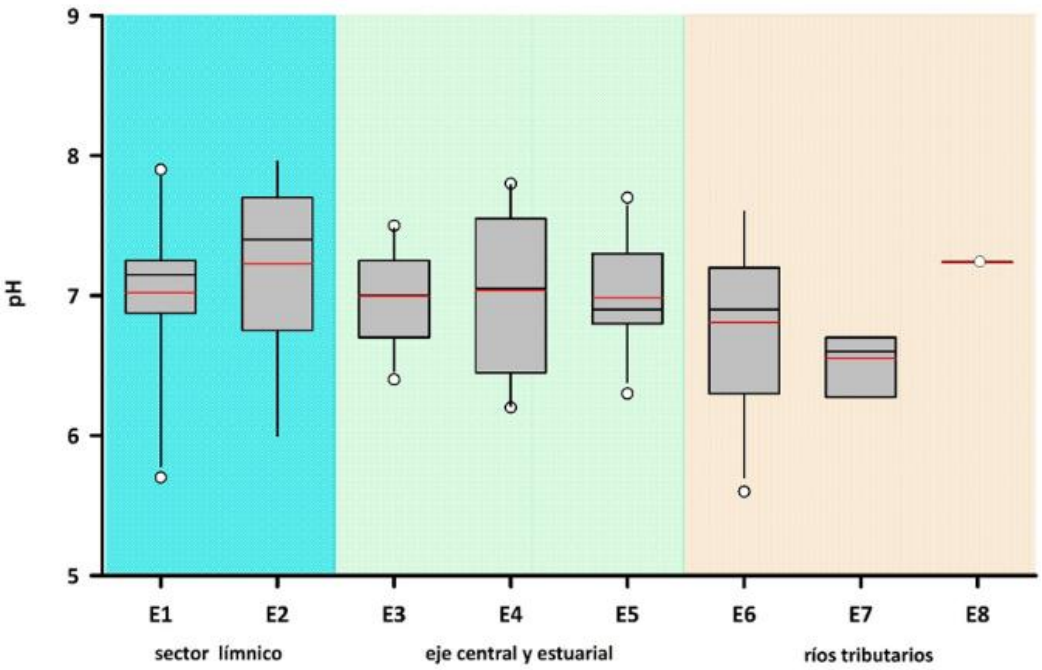


Figura 3.5.16. Comparación de la variabilidad espacial del pH en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

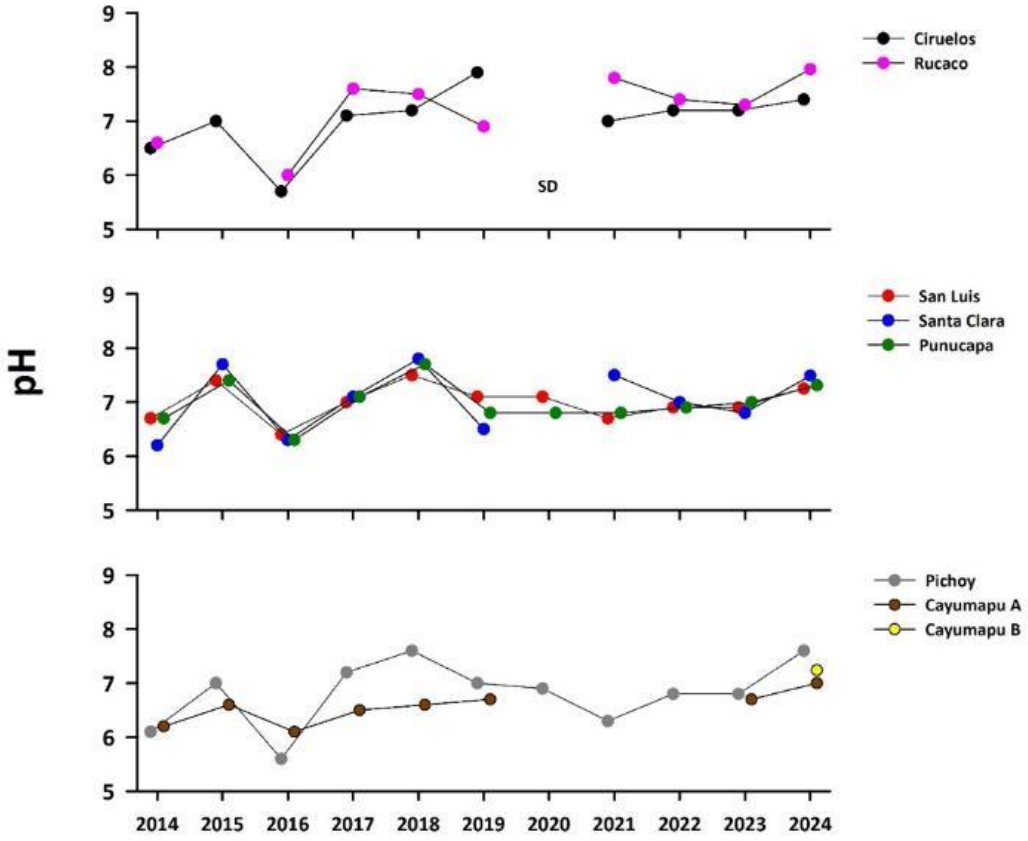


Figura 3.5.17. Comparación de la variabilidad inter anual del pH en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. SD=sin datos. Lo anterior debido a falla en el sensor de pH, lo que sumado a la contingencia pandemia Covid, impidió realizar mediciones durante los días planificados para la recolección de datos y muestras para esta actividad.

Los valores promedio de POR para todo el período de estudio (11 años), fueron mayoritariamente negativos en los sedimentos de las estaciones del sector del eje central del río Cruces (San Luis o estación 3 y Punucapa o estación 5) y en Cayumapu A y B o estaciones 7 y 8 (Fig. 3.5.18 y 3.5.19). Por el contrario, en las estaciones del sector límnico (Ciruelos y Rucaco o estaciones 1 y 2, respectivamente) y en Santa Clara (estación 4) y Pichoy o estación 6, los valores promedio para todo el período (11 años) fueron positivos (Fig. 3.5.18).

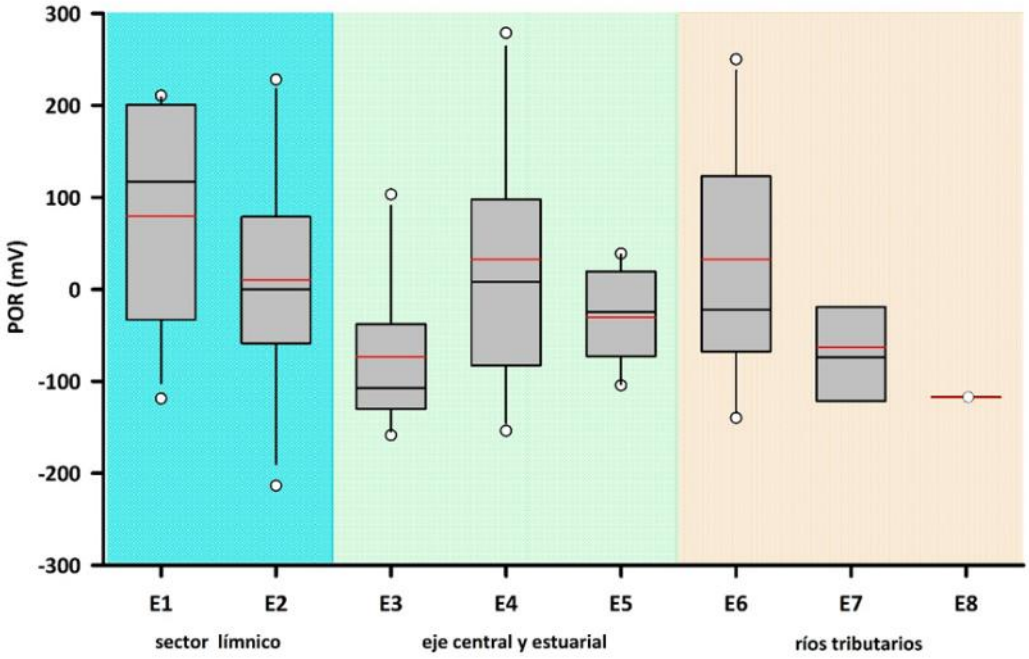


Figura 3.5.18. Comparación de la variabilidad espacial del potencial de óxido reducción (POR) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

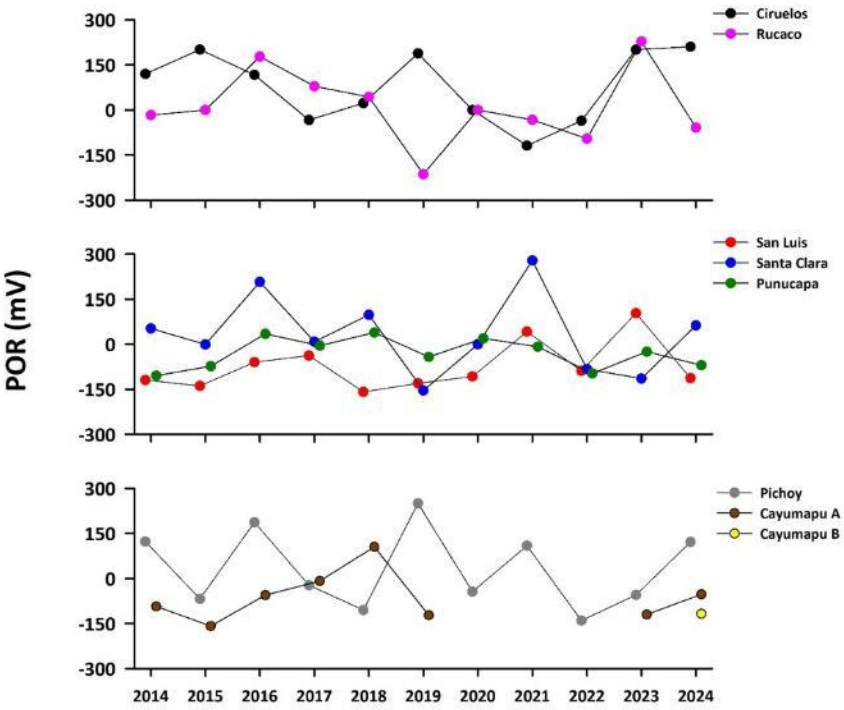


Figura 3.5.19. Comparación de la variabilidad inter anual del potencial de óxido reducción (POR) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadísticos univariados

Al comparar entre sectores los resultados indican que, el pH de los sedimentos del área de estudio presentó diferencias significativas (p<0,05) en cuanto a variabilidad temporal y espacial (Tabla 3.5.5); este fue más bajo durante los años 2014 y 2016, particularmente en los ríos tributarios (Tabla 3.5.5). Por su parte, el potencial oxido reducción no presentó diferencias significativas (p<0,05) espaciales y temporales (Tabla 3.5.5).

Tabla 3.5.5. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones) en los valores de pH y Potencial óxido reducción de los sedimentos subacuáticos del HRC. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
pH (*)(**)	Año (A)	10	0,047	0,005	12,717	**<0,001**	15=17=18=19=20=21=22=23=23>14=16
	Sector (S)	2	0,008	0,004	10,421	**<0,001**	L = EE > T
	Error	57	0,021	0,001			
	Total	69	0,075	0,001			
POR (*)(**)	Año (A)	10	0,026	0,003	1,089	0,386	
	Sector (S)	2	0,011	0,006	2,337	0,106	
	Error	57	0,134	0,002			
	Total	69	0,172	0,003			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Al comparar entre estaciones los resultados indican que, el pH de los sedimentos del área de estudio presentó diferencias significativas (p<0,05) en cuanto a variabilidad temporal y espacial (Tabla 3.5.6); este fue más bajo durante los años 2014 y 2016, particularmente en Pichoy y Cayumapu. Por su parte, el potencial oxido reducción solo presentó diferencias significativas (p<0,05) espaciales: los valores más altos se registraron en los sedimentos de Ciruelos *vs* San Luis y Cayumapu (Tabla 3.5.6).

Tabla 3.5.6. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones) en los valores de pH y Potencial óxido reducción de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a años (2014-2024) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
pH	Año	10	11,227	1,123	12,363	**<0,001**	15=17=18=19=20=21=22=23=23>14=16
	Estación	6	2,516	0,419	4,617	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu<Pi=Ca A
	Error	53	4,813	0,091			
	Total	69	18,453	0,267			
POR (*)(**)	Año	10	0,028	0,003	1,443	0,185	
	Estación	6	0,037	0,006	3,171	**0,009**	Ci>SL=Ca A; Ci=Ru=SC=Pu=Pi
	Error	57	0,110	0,002			
	Total	73	0,172	0,002			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

3.5.4. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS, AOX Y EOX

Ácidos grasos y Ácidos resínicos

La Figura 3.5.20 y 3.5.21 y Tabla 10 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal de Ácidos grasos y AOX, durante el período 2014 - 2024 (11 años). Las concentraciones promedio más altas de Ácidos grasos para todo el período de estudio (11 años), han sido detectadas en los sedimentos subacuáticos de Rucaco y Cayumapu A (*circa* 7 y 23 µg/g, respectivamente) (Fig. 3.5.20) y particularmente durante los años 2014, 2019, 2020 y 2021 en Rucaco) y 2014 en Cayumapu A) (Fig. 3.5.21). Interesa señalar que durante abril 2014 (inicio de este programa), las concentraciones de estos compuestos fueron similares en Rucaco, Punucapa y Cayumapu A; posteriormente, tales concentraciones comenzaron a disminuir, salvo en Rucaco y Cayumapu A (Fig. 3.5.21).

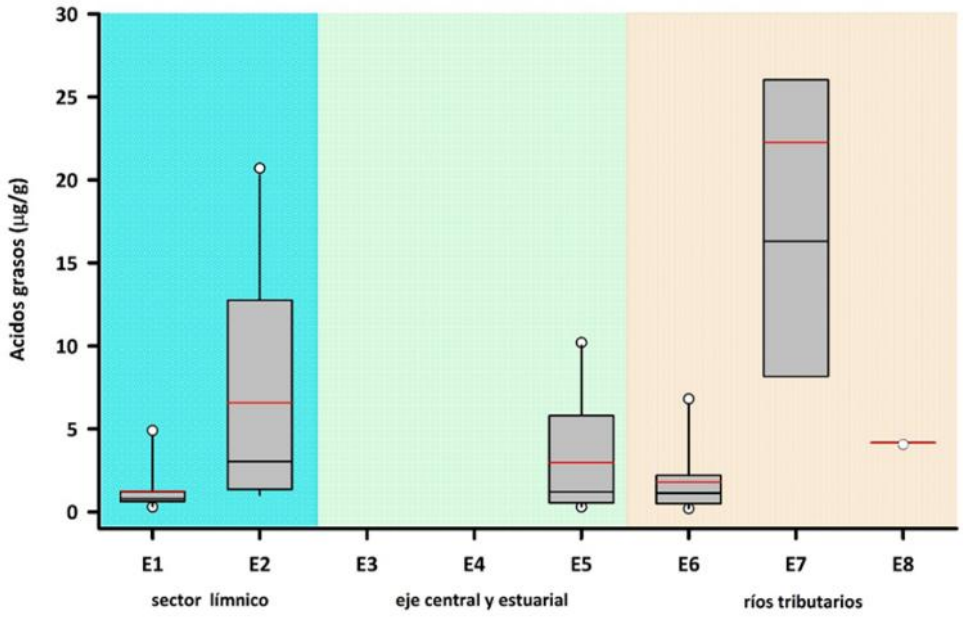


Figura 3.5.20. Comparación de la variabilidad espacial de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

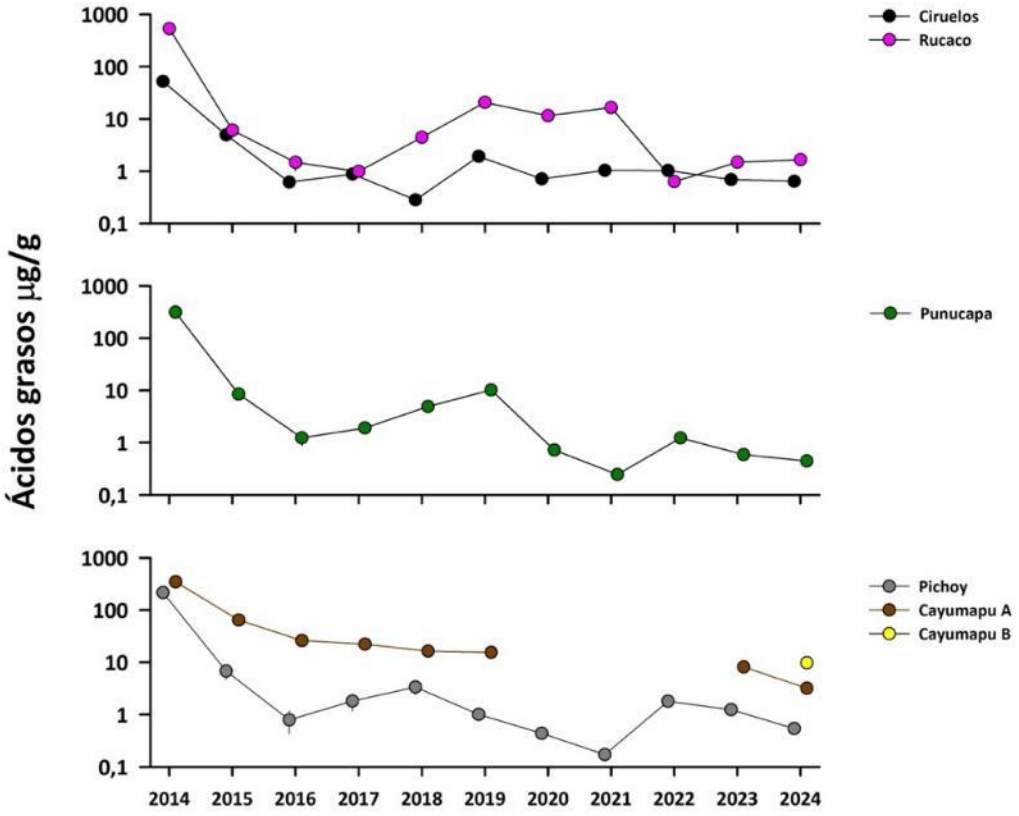


Figura 3.5.21. Comparación de la variabilidad inter anual de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Durante todo este Programa de Monitoreo (2014-2024), no se han registrado Ácidos resínicos en los sedimentos subacuáticos del HRC (Tabla 11 del ANEXO 2 de este Capítulo). El valor de detección utilizado en los análisis es 0,002 µg/g.

AOX y EOX

La Figura 3.5.22 y 3.5.23 y la Tabla 12 del ANEXO 2, durante el período 2014 - 2024 (11 años). Las concentraciones promedio más altas de AOX para todo el período de estudio (11 años), han sido detectadas en los sedimentos subacuáticos de Rucaco y Cayumapu A (*circa* 80 µg/g) (Fig. 3.5.22), particularmente durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021 en Rucaco y 2015, 2023 y 2024 en Cayumapu A (Fig. 3.5.23). Es interesante señalar que, durante abril 2024, la concentración de AOX en Cayumapu B fue más alta que en los sedimentos de Cayumapu A y similar a la medida en los sedimentos de Rucaco (Fig. 3.5.22 y 3.5.23).

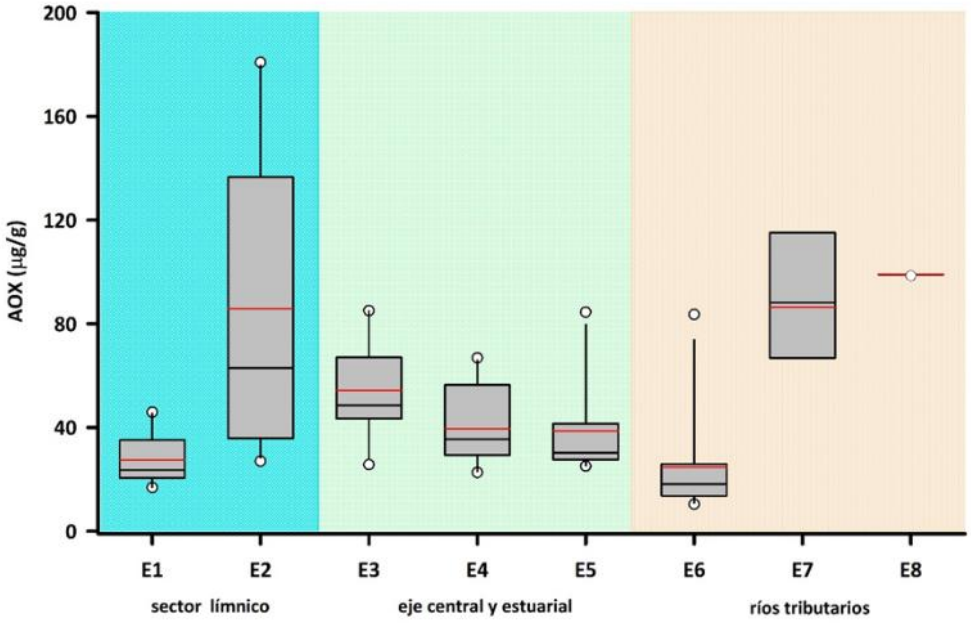


Figura 3.5.22. Comparación de la variabilidad espacial de las concentraciones de AOX en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

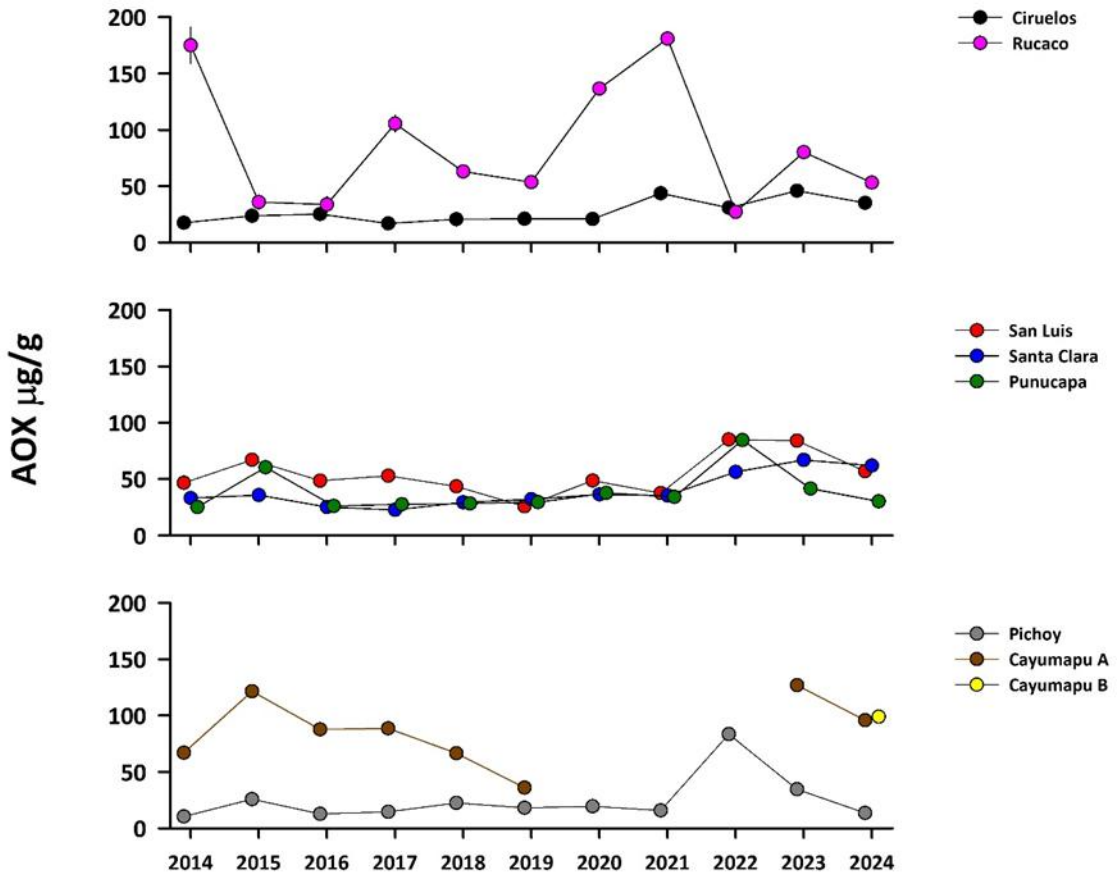


Figura 3.5.23. Comparación de la variabilidad inter anual de las concentraciones de AOX en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Durante todo el período de estudio (2014-2024), no se han registrado EOX en los sedimentos subacuáticos del HRC (Tabla 13 del ANEXO 2 de este Capítulo). El valor de detección utilizado en los análisis es 0,30 µg/g.

Análisis estadísticos univariados

Al comparar por estación, las concentraciones de Ácidos grasos presentaron diferencias significativas (p<0,05) solo en cuanto a variabilidad temporal se refiere (Tabla 3.5.7): estas fueron más altas durante el año 2014. Por su parte los AOX no presentaron variabilidad significativa (>0,05) entre los factores en estudio (Tabla 3.5.7).

Tabla 3.5.7. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Sectores) en las concentraciones de Ácidos grasos y AOX de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Á. grasos (*)(**)	Año (A)	10	23,574	2,357	6,162	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23=24
	Sector (S)	2	0,337	0,169	0,441	0,650	
	A x S	20	4,540	0,227	0,593	0,872	
	Error	19	7,268	0,383			
	Total	51	36,236	0,711			
AOX (*)(**)	Año (A)	10	0,641	0,064	0,679	0,737	
	Sector (S)	2	0,069	0,035	0,366	0,696	
	A x S	20	1,005	0,050	0,533	0,934	
	Error	41	3,867	0,094			
	Total	73	5,582	0,077			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Al comparar por estación, las concentraciones de Ácidos grasos presentaron diferencias significativas (p<0,05) en cuanto a variabilidad temporal y espacial (Tabla 3.5.8): estas fueron más altas durante el año 2014 y en Rucaco y Cayumapu A. A su vez, las concentraciones de AOX fueron significativamente más altas (p<0,05) en los sedimentos de Rucaco y Cayumapu A (Tabla 3.5.8).

Tabla 3.5.8. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones) en las concentraciones de Ácidos grasos y AOX de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a años (2014-2024) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca A =Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Á. grasos (*)	Año (A)	10	21,896	2,190	14,830	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23=24
	Estación (E)	4	7,028	1,757	11,899	**<0,001**	Ca A=Ru>Ci=Pu=Pi
	Error	37	5,463	0,148			
	Total	51	36,236	0,716			
AOX (**)	Año (A)	10	10360,651	1036,065	1,425	0,193	
	Estación (E)	6	42181,884	7030,314	9,670	**<0,001**	Ru=Ca A>Ci=SC=Pu>PI; Ru=Ca=SL
	Error	57	41439,771	727,014			
	Total	73	91935,164	1259,386			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

3.5.5. DIOXINAS Y FURANOS en EQTs

Las Figuras 3.5.24 a 3.5.29 y Tablas 14 a 16 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ambos expresados en unidades de Equivalentes tóxicos) y Equivalentes tóxicos totales (suma de Dioxinas y Furanos), presentes en los sedimentos subacuáticos del área de estudio, durante el período 2020 – 2024 (11 años).

Las concentraciones promedio más altas de Dioxinas durante el período 2020 - 2024, se han registrado en los sedimentos de las estaciones Rucaco y Cayumapu A y las más bajas en Ciruelos y Pichoy (Fig. 3.5.24). No obstante lo anterior; durante el período 2014- 2019, las concentraciones de Dioxinas fueron también altas en San Luis (estación discontinuada a partir del año 2020) (Fig. 3.5.25). Durante el período 2020 - 2022, las concentraciones de Dioxinas fueron más altas en Rucaco, a la vez que, durante los años 2023 y 2024, estas fueron más altas en los sedimentos de Cayumapu A (Fig. 3.5.25).

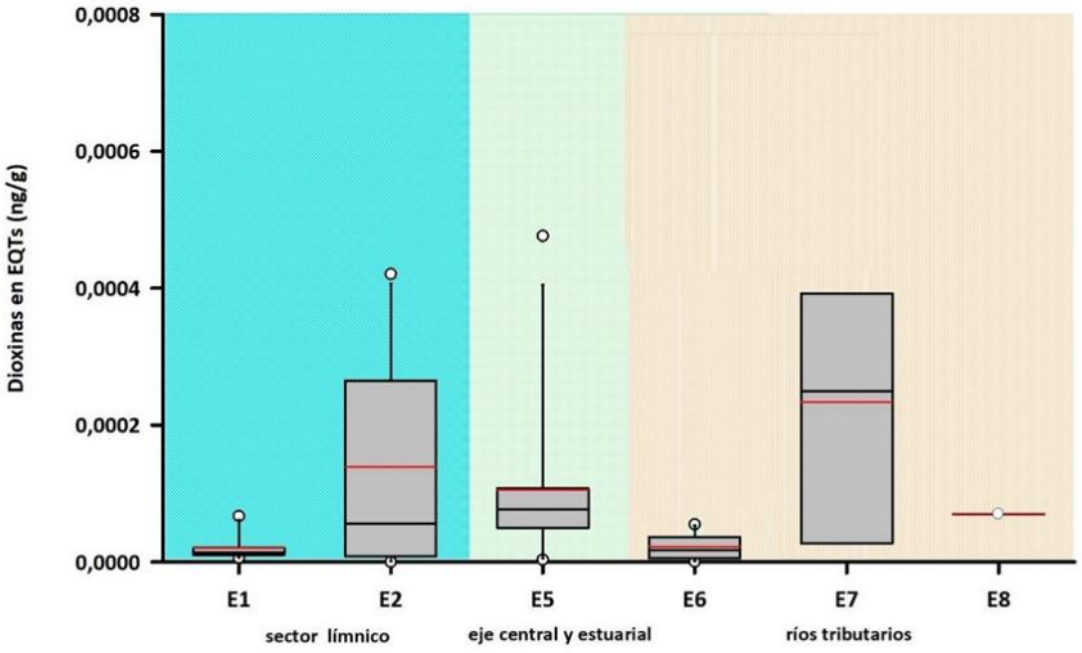


Figura 3.5.24. Comparación de la variabilidad espacial de las concentraciones de Dioxinas en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

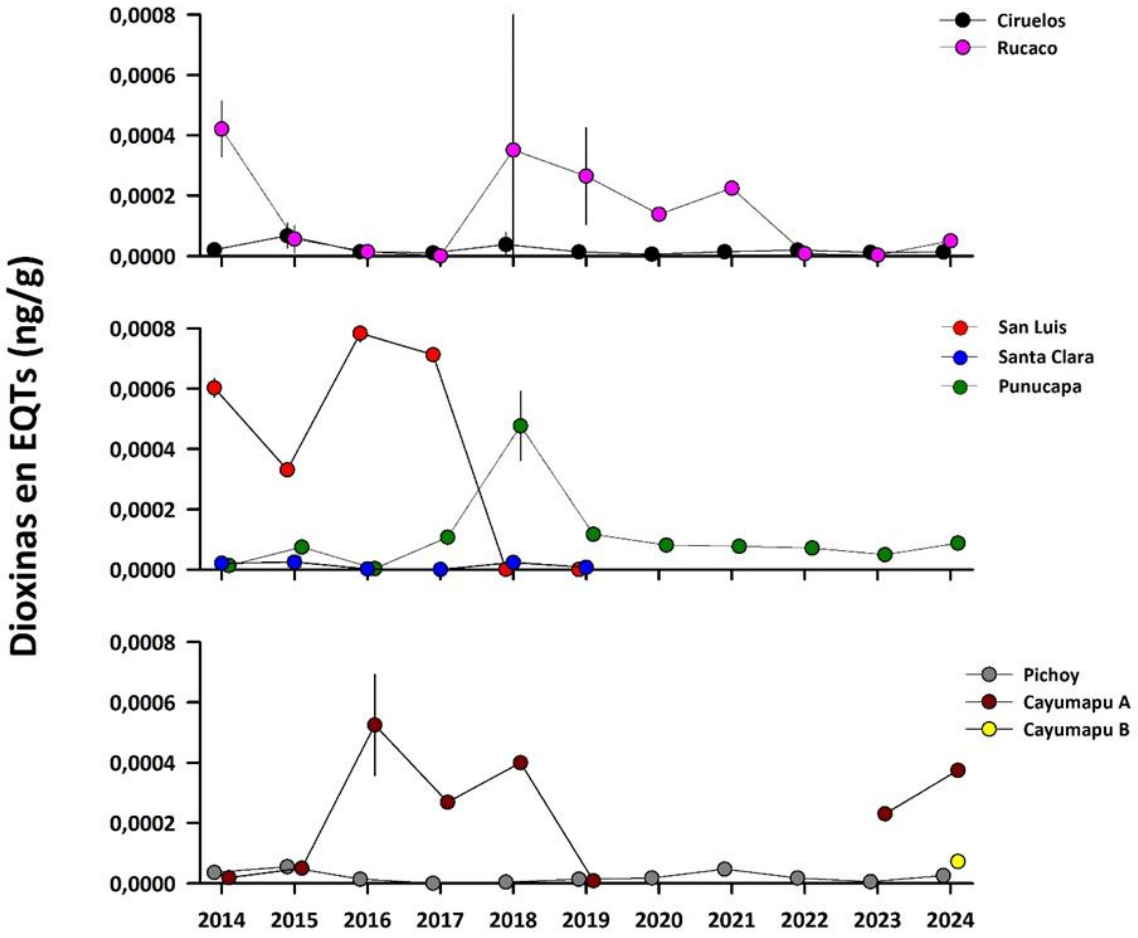


Figura 3.5.25. Comparación de la variabilidad inter anual de las concentraciones de Dioxinas en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 a 2024, no se obtuvieron réplicas y dejó de muestrearse en los sedimentos de San Luis y Santa Clara.

Similar a lo que muestra la variabilidad espacial de las concentraciones promedios de Dioxinas durante el período 2020 - 2024, aquellas de Furanos fueron también más altas en los sedimentos de Rucaco y Cayumapu A (Fig. 3.5.26). Durante el período 2014 - 2019, los Furanos tuvieron concentraciones más altas en esas mismas estaciones, además de San Luis y Punucapa (una sola vez) (Fig. 3.5.27). De nuevo y similar a lo observado para las

Dioxinas, las concentraciones de Furanos durante los años 2023 y 2024, fueron más altas en los sedimentos de Cayumapu A (Fig. 3.5.27).

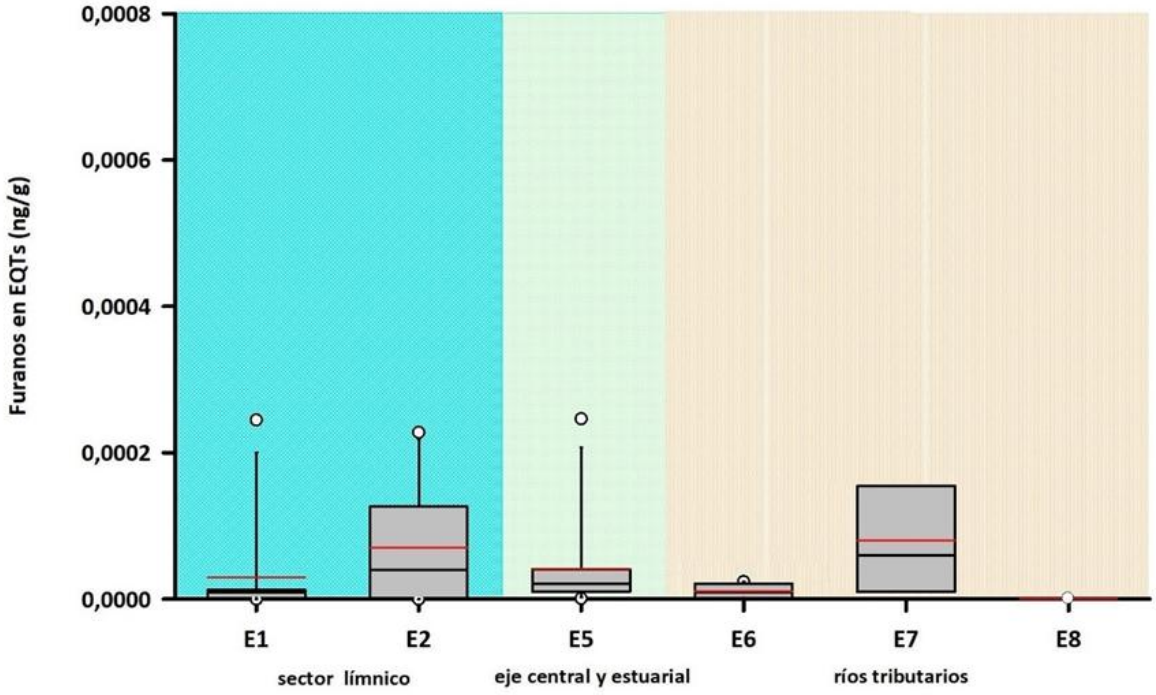


Figura 3.5.26. Variabilidad espacial de las concentraciones de Furanos en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

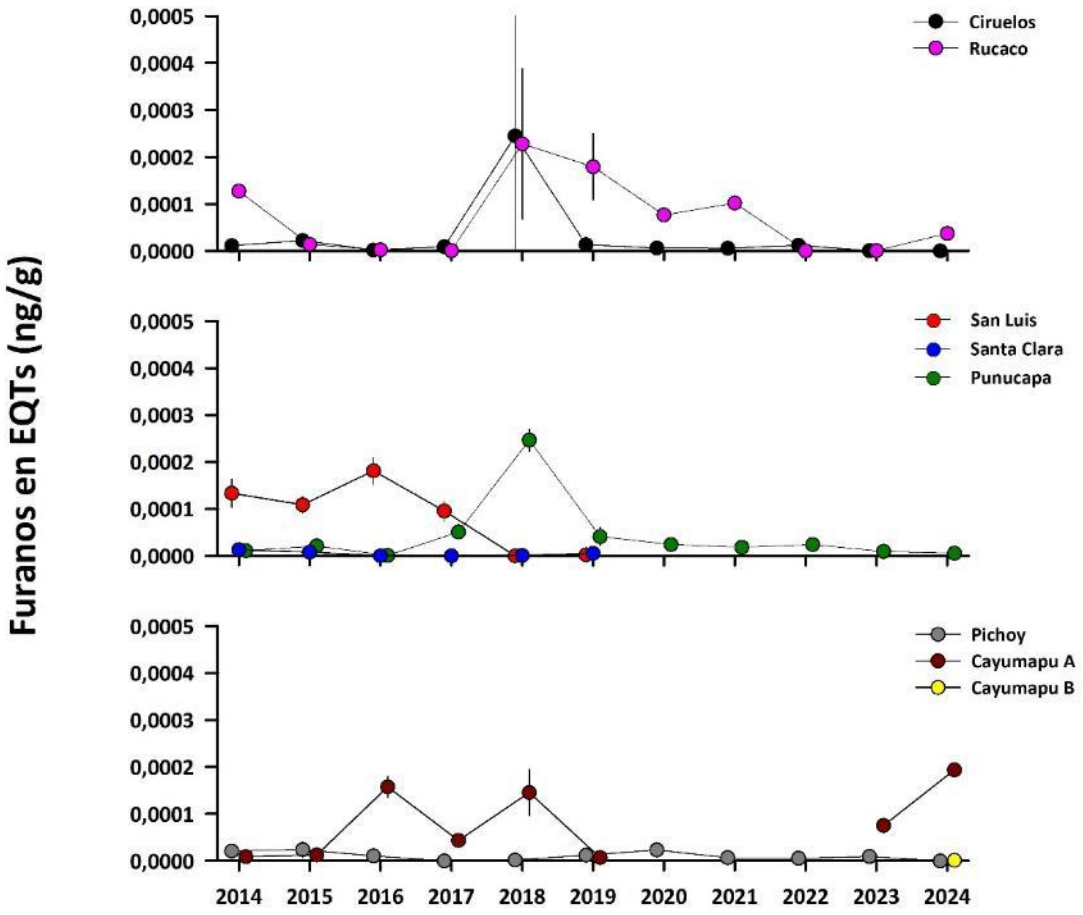


Figura 3.5.27. Comparación de la variabilidad inter anual de las concentraciones de Furanos en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y río tributario del HRC. Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 a 2024, no se obtuvieron réplicas y dejó de muestrearse en los sedimentos de San Luis y Santa Clara.

Las concentraciones promedio de Equivalentes tóxicos durante el período 2020 - 2024 a la vez que la variabilidad inter anual de los mismos, siguen el mismo patrón mostrado por Dioxinas y Furanos (Fig. 3.5.28 y 3.5.29).

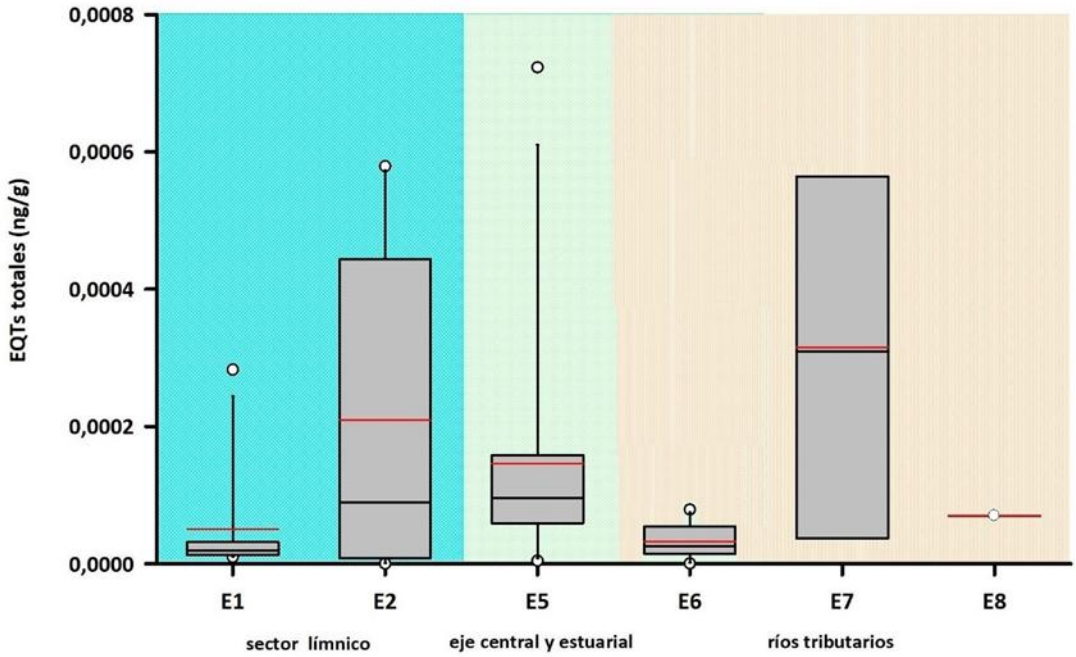


Figura 3.5.28. Variabilidad espacial de las concentraciones de Equivalentes tóxicos (Dioxinas + Furanos) registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

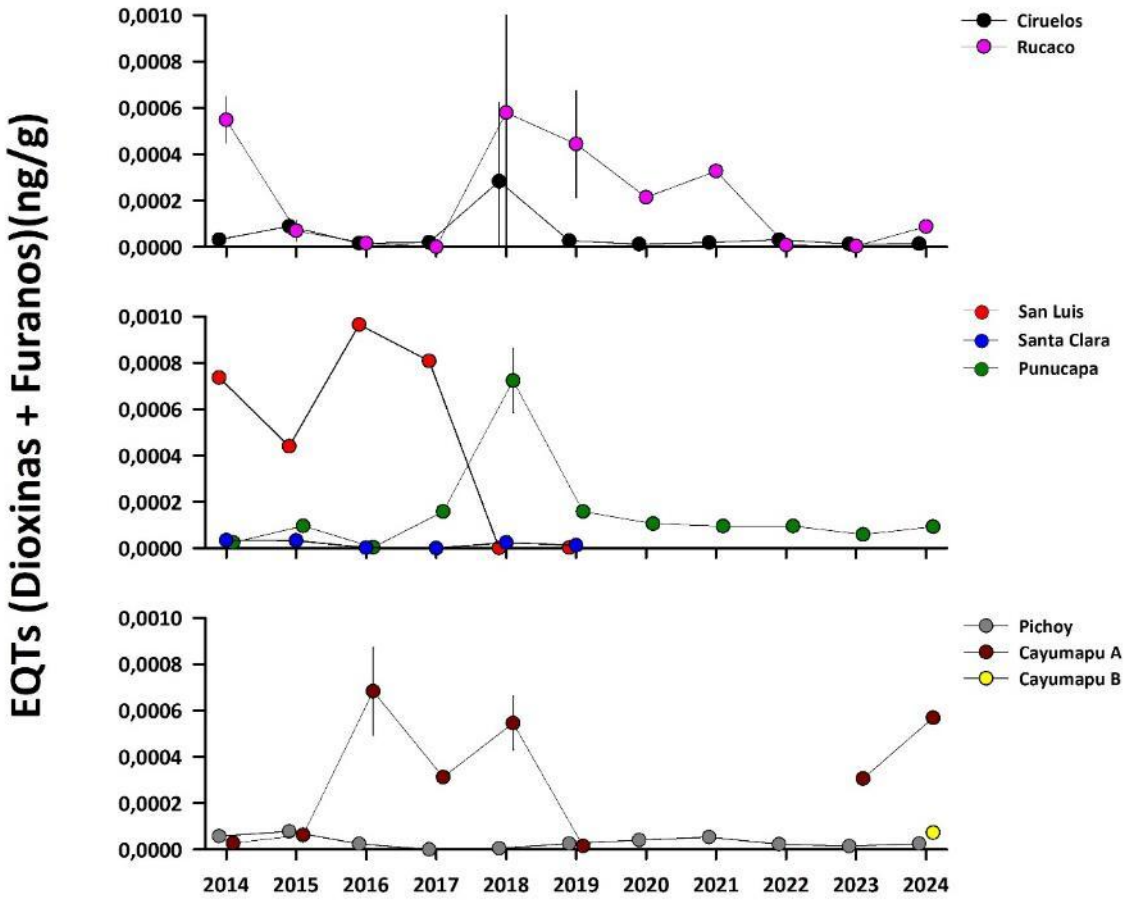


Figura 3.5.29. Variabilidad inter anual de las concentraciones de Equivalentes tóxicos (Dioxinas + Furanos) registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y río tributario del HRC. Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 a 2024, no se obtuvieron réplicas y dejó de muestrearse en los sedimentos de San Luis y Santa Clara.

Análisis estadísticos univariados

Si bien, en las figuras anteriores se presentan las concentraciones de Dioxinas y Furanos en EQTs y EQTs totales de las estaciones San Luis y Rucaco, estas no se incluyeron en los análisis estadísticos, ya que estas estaciones fueron muestreadas solo hasta el año 2019.

Al comparar por sector las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs, no presentaron diferencias significativas (p>0,05) entre los factores analizados (Tabla 3.5.9).

Tabla 3.5.9. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones) en las concentraciones de Dioxinas y Furanos expresados en equivalentes tóxicos y EQTs totales de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Dioxinas en EQTs (*)(**)	Año (A)	10	3,741	0,374	0,502	0,868	
	Sector (S)	2	1,043	0,522	0,701	0,509	
	A x S	20	6,606	0,330	0,444	0,961	
	Error	19	14,149	0,745			
	Total	51	26,046	0,511			
Furanos en EQTs (*)(**)	Año (A)	10	18,376	1,838	0,751	0,671	
	Sector (S)	2	1,218	0,609	0,249	0,782	
	A x S	20	37,110	1,856	0,758	0,728	
	Error	19	46,484	2,447			
	Total	51	113,986	2,235			
EQTs totales (*)(**)	Año (A)	10	4,662	0,466	0,644	0,759	
	Sector (S)	2	0,781	0,390	0,540	0,592	
	A x S	20	7,324	0,366	0,506	0,930	
	Error	19	13,747	0,724			
	Total	51	27,230	0,534			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Al comparar por estaciones, las concentraciones de Dioxinas en EQTs y EQTs totales de los sedimentos del área de estudio, presentaron diferencias significativas (p<0,05) en cuanto a variabilidad espacial se refiere (Tabla 3.5.10): ambas fueron más altas en los sedimentos de Cayumapu A. Por su parte, las concentraciones Furanos, no presentaron diferencias significativas (p>0,05) entre los factores analizados (Tabla 3.5.10).

Tabla 3.5.10. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones) en las concentraciones de Dioxinas y Furanos expresados en equivalentes tóxicos y EQTs totales de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a años (2014-2024) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca A =Cayumapu A). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Dioxinas en EQTs (*)(**)	Año	10	4,438	0,444	1,056	0,419	
	Estación	4	6,245	1,561	3,716	**0,012**	Ca A>Ci=Pi; Ca A=Ru=Pu
	Error	37	15,545	0,420			
	Total	51	26,046	0,511			
Furanos en EQTs (*)(**)	Año	10	28,215	2,822	1,258	0,289	
	Estación	4	2,806	0,702	0,313	0,868	
	Error	37	82,998	2,243			
	Total	51	113,986	2,235			
EQTs totales (*)(**)	Año	10	5,539	0,554	1,236	0,301	
	Estación	4	5,272	1,318	2,942	**0,033**	Ca A>Pi; Ca A=Ci=Ru=Pu
	Error	37	16,574	0,448			
	Total	51	27,230	0,534			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Presencia & ausencia de congéneres de Dioxinas y Furanos

La Tabla 3.5.11, muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu A, durante el período 2014 - 2024 (once muestreos anuales). Se agrega la estación de Cayumapu B, solo muestreada durante abril 2024. Ya que tales congéneres se presentan en orden descendiente de toxicidad, las dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD y los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF, son los de mayor toxicidad.

El número asignado a cada uno de estos compuestos en la Tabla 3.5.11, corresponde a la cantidad de veces que han sido detectados a través de las once campañas de muestreo (2014-2024). A su vez, las Figuras 3.5.30 a 3.5.32, muestran las

concentraciones de la Dioxina 1.2.3.7.8-PeCDD y de los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF, en los sedimentos del área de estudio.

Durante el período 2014 - 2024, la Dioxina 2.3.7.8-TCDD, no fue detectada en ninguna de las estaciones de monitoreo (Tabla 3.5.11). A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8-PeCDD fue detectada en los sedimentos de Rucaco (tres veces), Punucapa (una vez), Pichoy (una vez) y Cayumapu A (cuatro veces) (Tabla 3.5.11. y Fig. 3.5.30). Durante el año 2024, esta Dioxina solo fue detectada en los sedimentos de la estación Cayumapu A, con concentraciones más altas a las registradas en años anteriores (Fig. 3.5.30).

Durante el mismo período anteriormente señalado, el Furano 2.3.7.8-TCDF se detectó en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos (una vez), Rucaco (cinco veces), Pichoy (una vez) y Cayumapu A (tres veces (Tabla 3.5.11 y Fig. 3.5.31). A su vez, el Furano-1.2.3.7.8 PeCDF, fue detectado en Ciruelos (dos veces), Rucaco (cuatro veces), Punucapa (dos veces), Pichoy (una vez) y Cayumapu A (cuatro veces) (Tabla 3.5.11 y Fig. 3.5.32). Durante la campaña de abril del año 2024, solo se detectó el Furano 1.2.3.7.8-PeCDF; esto ocurrió en los sedimentos de la estación Cayumapu A (Tabla 3.5.11 y Fig. 3.5.32).

En general, el resto de las Dioxinas y Furanos de menor toxicidad fueron detectados con mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que las Dioxinas y Furanos mencionados más arriba (Tabla 11.5.6).

Tabla 3.5.11. Número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en relación al total de durante el período 2014-2024. Téngase presente que para la estación Cayumapu B, solo hay datos para abril 2024.

compuestos	Ciruelos	Rucaco	Punucapa	Pichoy	Cayumapu A	Cayumapu B
Dioxinas						
2.3.7.8-TCDD	0	0	0	0	0	0
1.2.3.7.8-PeCDD	0	3	1	1	4	0
1.2.3.4.7.8-HxCDD	7	7	7	5	5	0
1.2.3.6.7.8-HxCDD	5	6	8	3	7	0
1.2.3.7.8.9-HxCDD	6	6	9	5	7	0
1.2.3.4.6.7.8-HpCDD	10	10	11	9	7	1
OCDD	11	11	11	11	8	1
Furanos						
2.3.7.8-TCDF	1	5	0	1	3	0
1.2.3.7.8-PeCDF	2	4	2	1	4	0
2.3.4.7.8-PeCDF	1	4	1	0	3	0
1.2.3.4.7.8-HxCDF	1	4	1	1	5	0
1.2.3.6.7.8-HxCDF	2	3	2	1	5	0
1.2.3.7.8.9-HxCDF	4	6	8	5	5	0
2.3.4.6.7.8-HxCDF	7	4	7	6	6	0
1.2.3.4.6.7.8-HpCDF	10	9	11	8	8	0
1.2.3.4.7.8.9-HpCDF	4	5	4	4	6	0
OCDF	8	9	4	5	7	1

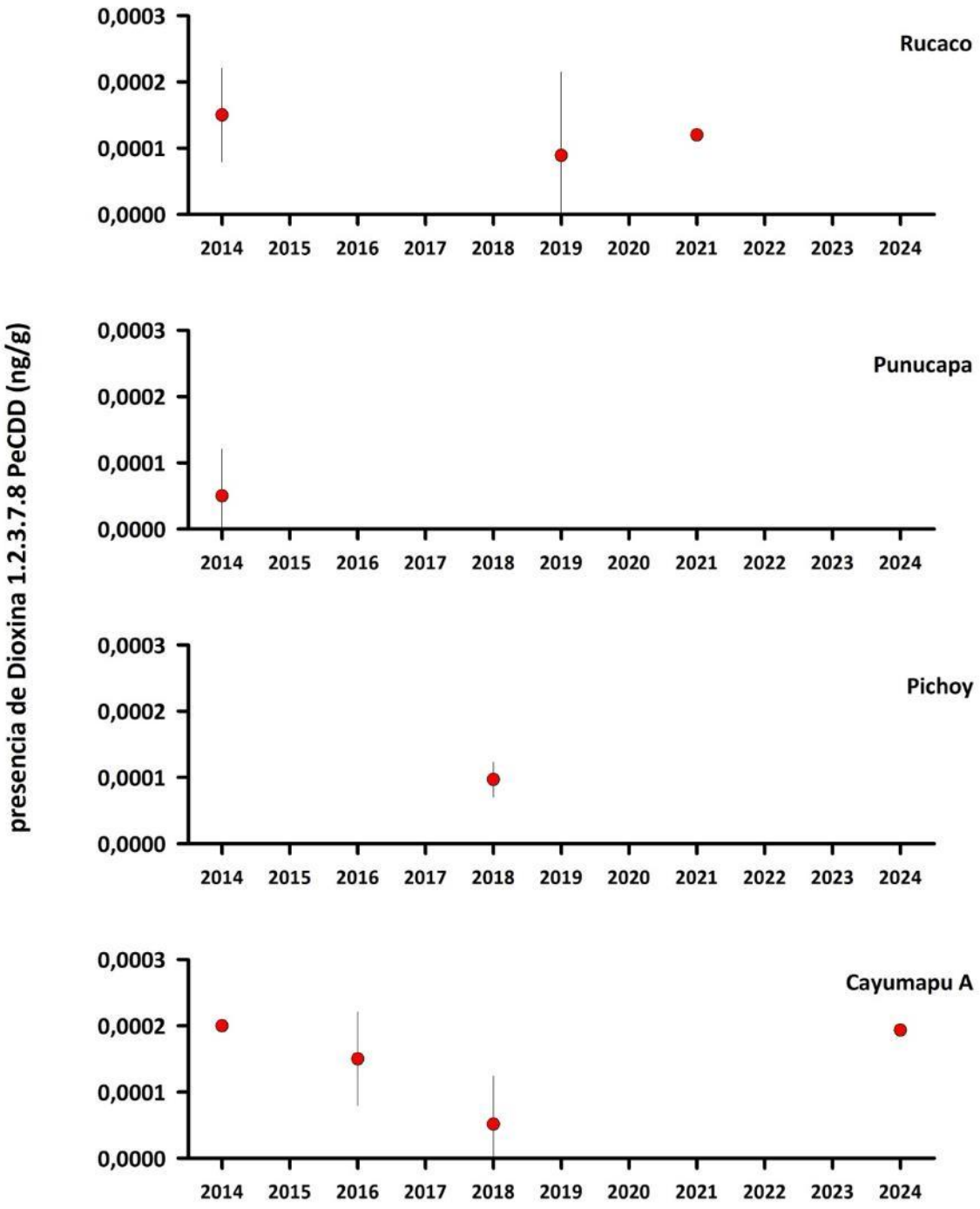


Figura 3.5.30. Concentraciones de la Dioxina 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g), en los sedimentos subacuáticos del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar, con excepción de los años 2020 al 2024 (n=1).

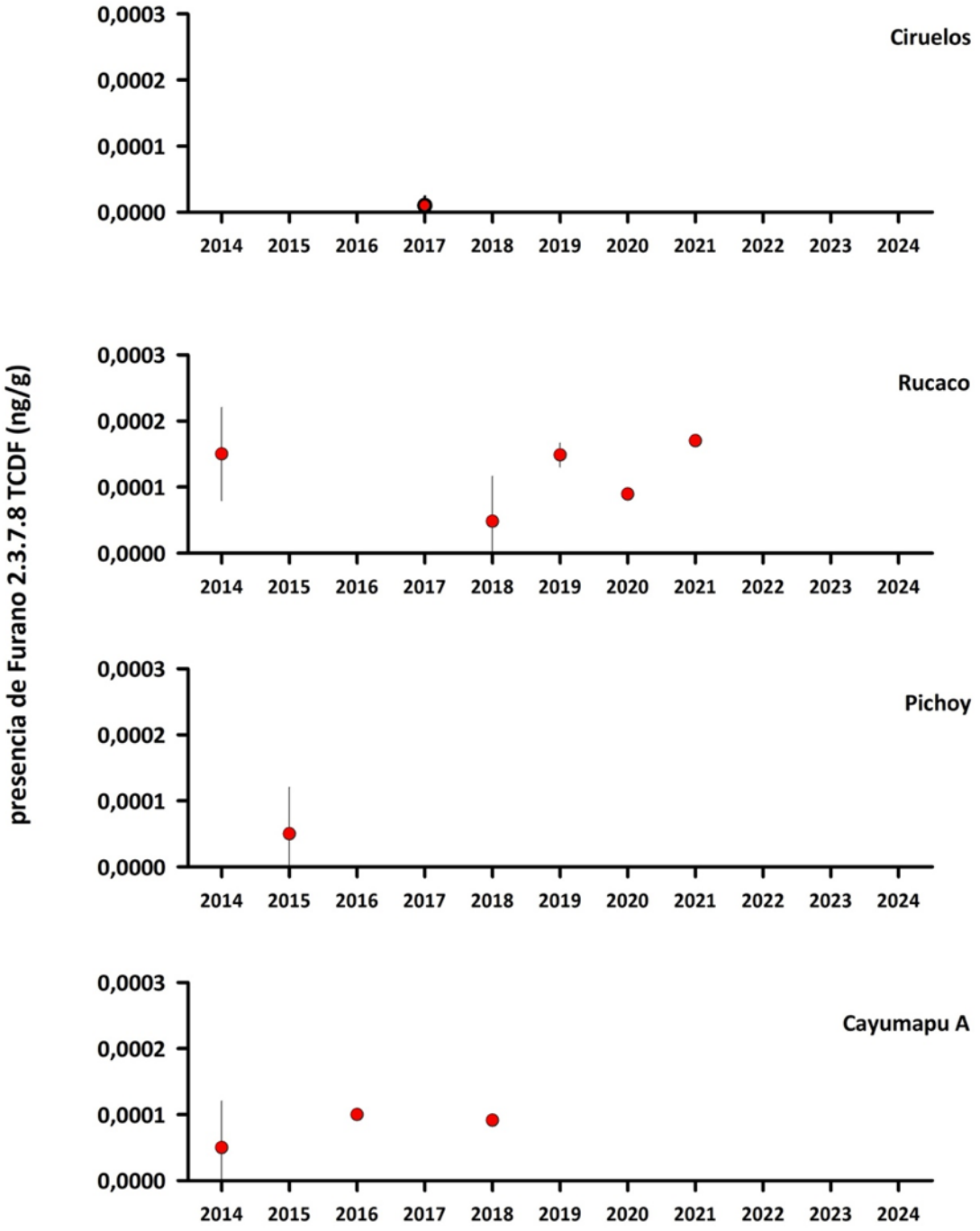


Figura 3.5.31. Concentraciones del Furano 2.3.7.8-PeCDD (ng/g), en los sedimentos subacuáticos del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar, con excepción de los años 2020 al 2024 (n=1).

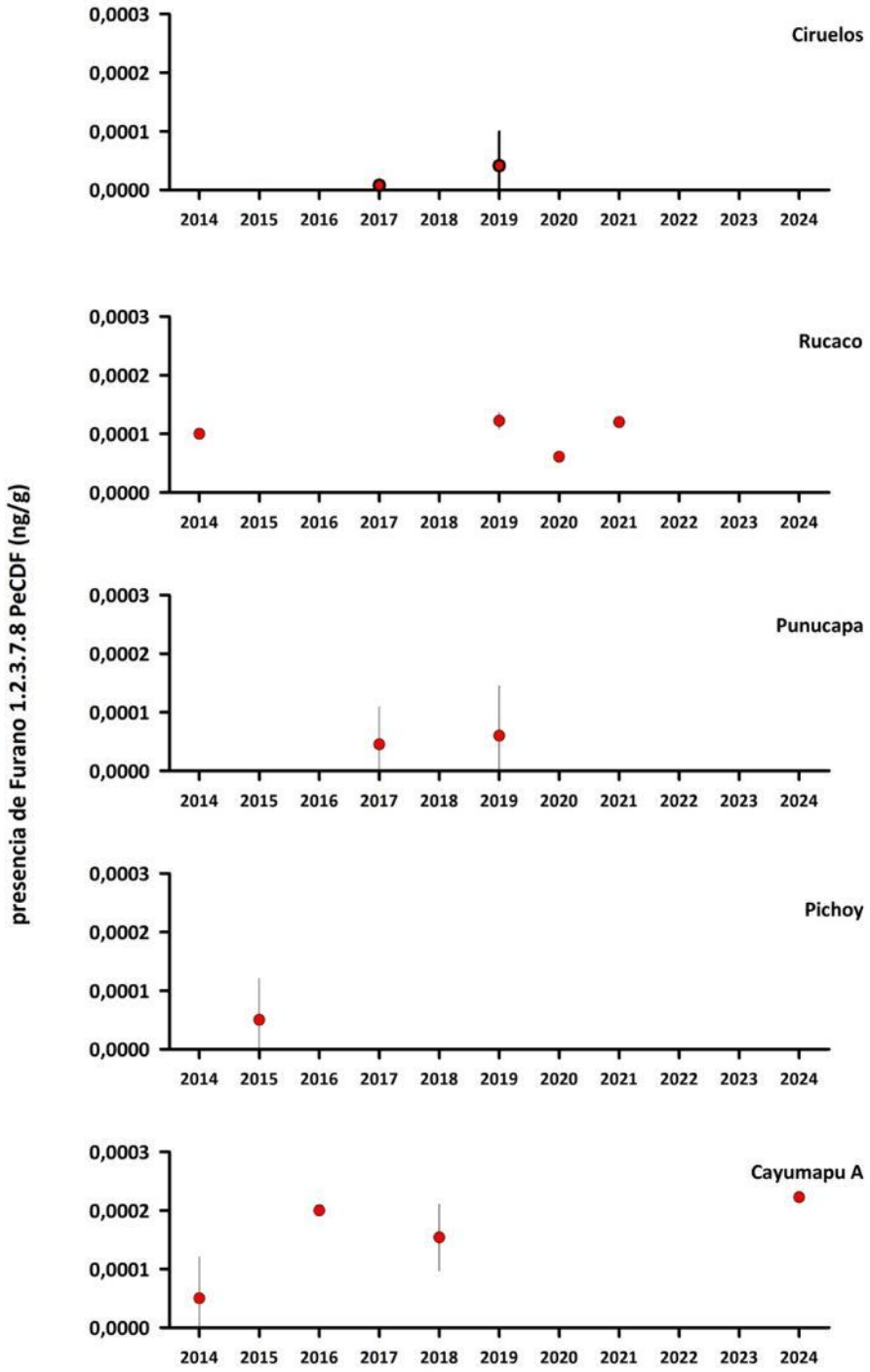


Figura 3.5.32. Concentraciones del Furano 1.2.3.7.8-PeCDF (ng/g) (en los sedimentos subacuáticos del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar, con excepción de los años 2020 al 2024 (n=1).

3.5.6. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Análisis estadísticos multivariados

El resultado del Análisis de Componentes Principales (ACP), realizado tanto para las comparaciones inter anuales (2014 al 2024) como para las espaciales (estaciones 1 a 7), muestra que los dos primeros componentes principales explican el 56 % de la varianza total existente en la base de datos analizada.

Comparación entre años (2014 al 2024)

El resultado del análisis por años (Fig. 3.5.33), muestra que no existe diferenciación inter anual estadísticamente significativa (PERMANOVA R^2=0.13; p=0.746), con centroides anuales con alta sobreposición, lo que refleja una alta estabilidad temporal para esta matriz ambiental durante el período 2014-2024.

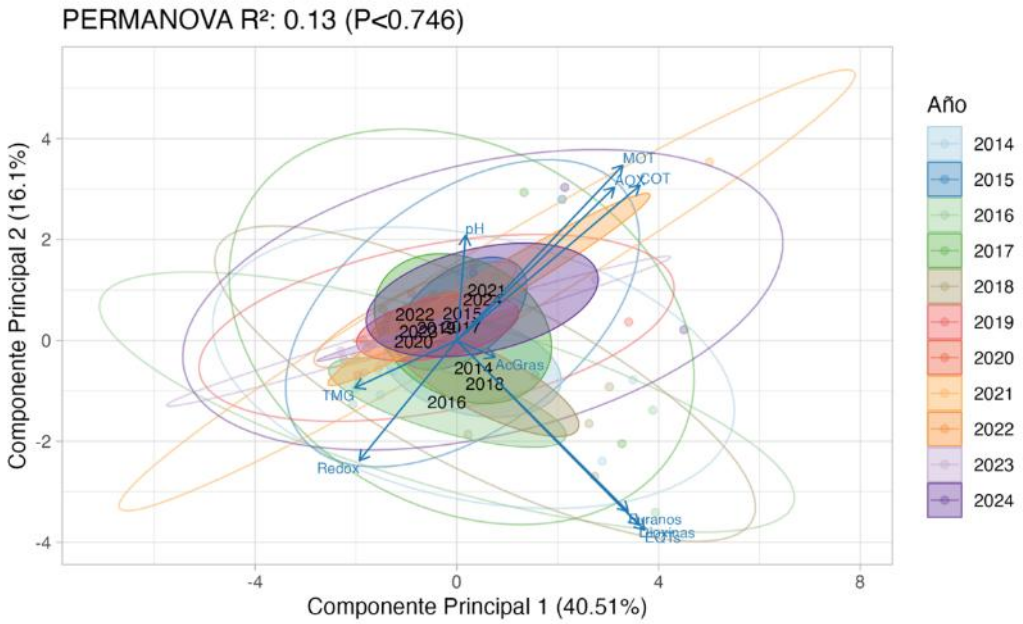


Figura 3.5.33. Biplot resultado del ACP para el total de parámetros analizados en los sedimentos subacuáticos: puntajes agrupados por años de muestreo (2014 a 2024). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por cada componente se indican en los ejes X e Y.

Los resultados de un análisis de tendencias de Mann y Kendall, muestran que las concentraciones de Ácidos Grasos, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos, mostraron tendencias temporales estadísticamente significativas (al descenso) para el período analizado (Tau<1 y p<0,05; Tabla 3.5.12). Ninguno de los parámetros analizados mostró tendencias ascendentes estadísticamente significativas entre 2014 y 2024.

Tabla 3.5.12. Resultado de la prueba de Mann y Kendall para el análisis de tendencias en parámetros medidos durante el período 2014 - 2024 (variabilidad inter anual) en sedimentos. No se detectaron tendencias ascendentes estadísticamente significativas. Los valores en negrilla tienen significancia estadística (p<0,05) pero con tendencia descendente (Tau<0).

Parámetro	Tau	valor-p
pH	0,0222	1,0000
Potencial Redox	-0,0667	0,8580
Tamaño medio del grano de arena	0,2889	0,2831
Materia orgánica total	0,0222	1,0000
Carbono orgánico total	0,1111	0,7205
Ácidos grasos	**-0,8222**	**0,0013**
AOX	0,3333	0,2105
Dioxinas	**-0,6000**	**0,0200**
Furanos	**-0,6444**	**0,0123**
Equivalentes Tóxicos	**-0,6889**	**0,0073**

Comparación espacial (estaciones 1 a 7)

En contraste a los resultados del ACP inter anual, los resultados del análisis por estaciones de muestreo, revelan una diferenciación significativa (p<0,05) entre sus respectivos centroides (PERMANOVA R^2=0.44; p<0.05), con una segregación espacial clara: un primer grupo conformado por las estaciones 2 (Rucaco), 3 (San Luis), 5 (Punucapa) y 7 (Cayumapu A) *versus* un segundo grupo conformado por las estaciones 1 (Ciruelos), 4 (Santa Clara) y 6 (Pichoy) (Fig. 3.5.34). Esto debido a: i) concentraciones más altas de AOX, materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (TOC) y pH más alcalinos (pH) en los sedimentos de Rucaco (estación 2) y Cayumapu A (estación 7); ii)

concentraciones más altas de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos (EQTs) en los sedimentos de la estación San Luis (estación 3) y; iii) mayor tamaño de grano (TMG) y mayor potencial rédox (Redox) en los sedimentos de Ciruelos, Santa Clara y Pichoy (estaciones 1, 4 y 6, respectivamente), en concordancia con menores concentraciones de los demás parámetros fisicoquímicos analizados.

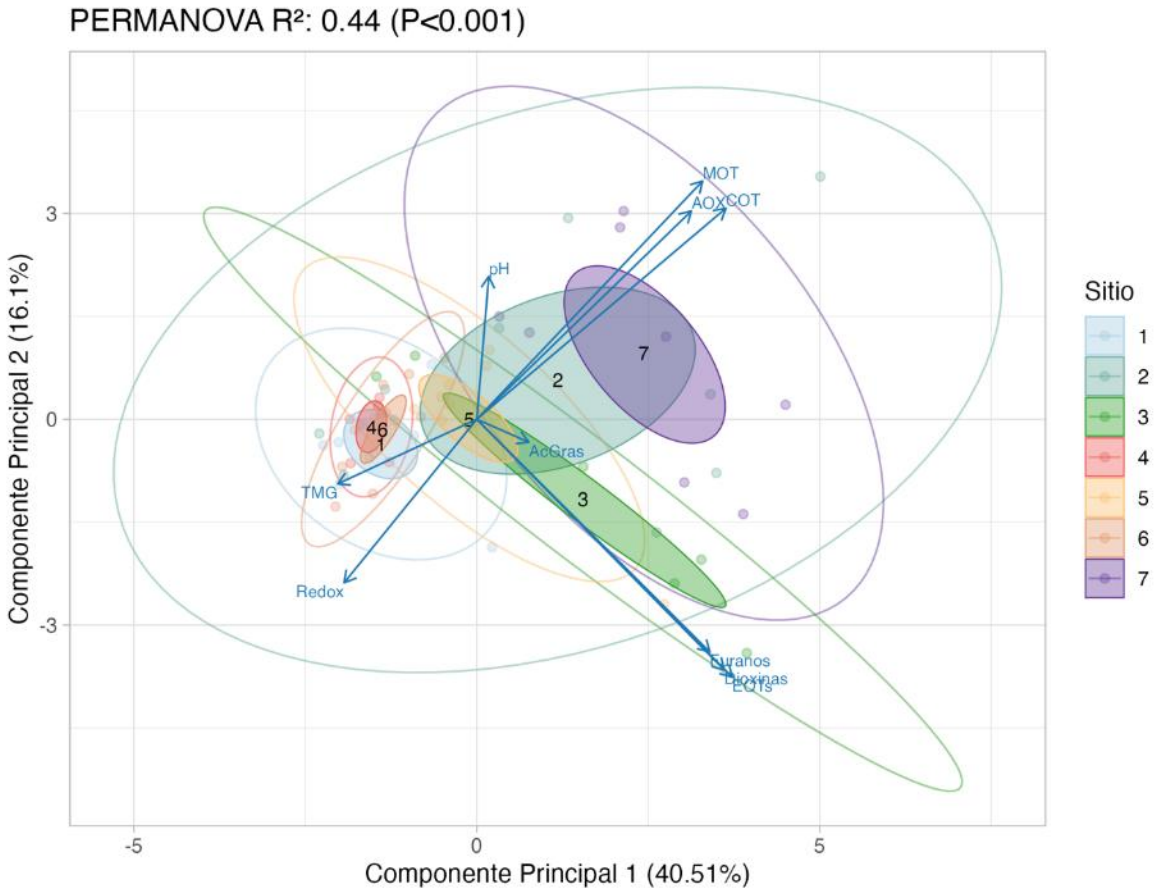


Figura 3.5.34. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en los sedimentos subacuáticos: puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Las elipses transparentes representan el intervalo de confianza del 95% para los datos crudos y las elipses coloreadas representan el 95% de confianza del centroide (media geométrica bidimensional) para un total de 1000 remuestreos efectuados por bootstrap. Los porcentajes de varianza explicada por cada componente se indican en los ejes X e Y.

CONCLUSIONES

• La arena (63-2000 micrones) fue la fracción textural de mayor representación en los sedimentos subacuáticos del área de estudio durante el período 2014-2024. No obstante, durante la campaña realizada en abril 2022, esta fracción textural disminuyó, en casi todas las estaciones, excepto en Rucaco, aumentando proporcionalmente la fracción fango, particularmente en los sedimentos de San Luis y Santa Clara. Sin embargo, durante la campaña del 2024 está fracción aumentó en todas las estaciones, excepto en Cayumapu A donde prácticamente no se ha registrado la fracción arena, durante todo el periodo de estudio.

• Los sedimentos de las estaciones Rucaco, San Luis y Cayumapu A, presentaron las concentraciones más altas de Carbono orgánico total, mientras que, las otras estaciones tuvieron las concentraciones más bajas.

• En términos generales, el pH y el Redox no presentaron tendencias espacio-temporales, el primero fue más bajo en los ríos tributarios, mientras que el Redox presento valores más negativos en San Luis y Cayumapu A.

• Los Ácidos grasos presentaron tendencias inter anuales, disminuyendo sus concentraciones desde el inicio de este Programa de Monitoreo, a la fecha (2014 a 2024).

• Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron Ácidos Resínicos en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2024.

• Hasta el año 2021, las concentraciones de AOX fueron más altas en los sedimentos de Rucaco; durante el año 2022, la concentración de este compuesto disminuyó en este sitio, siendo similar a la medida en Ciruelos e inferior a las estimadas para San Luis, Santa Clara, Punucapa y Pichoy (el sitio con la mayor concentración de AOX durante el año 2022). Durante el año 2024 este compuesto bajo sus concentraciones en Rucaco, siendo similares a las estaciones que se encuentran en el eje central del río Cruces y el río tributario Pichoy. A su vez, en la

estación Cayumapu A, se registraron las mayores concentraciones, similar a lo observado el año 2023. Es necesario poner atención al hecho de que las concentraciones más altas de AOX, han ocurrido en los sedimentos subacuáticos ubicados aguas abajo de las instalaciones de Arauco (Rucaco) y en el río Cayumapu.

• Dentro del periodo de monitoreo, no se detectaron EOX en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2024.

• En términos generales, los sedimentos de Rucaco y Cayumapu A, han sido los que han mostrado las concentraciones más altas de Dioxinas y Furanos (expresadas en EQTs) y Equivalentes Tóxicos totales. En comparación con años anteriores, las concentraciones de estos compuestos durante el año 2024 fueron más bajas en Rucaco, pero más altas en Cayumapu A.

• Durante el año 2024, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu A, tendencia que se ha repetido desde el año 2014. A su vez, durante el año 2024, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD no fue detectada en los sedimentos de las estaciones Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy, pero sí en los sedimentos de Cayumapu A. Sin embargo, esta Dioxina fue detectada durante los años 2014 (en Rucaco, Punucapa y Cayumapu A), 2016 (en Cayumapu A), 2018 (en Pichoy y Cayumapu A), 2019 y 2021 (en Rucaco). Durante el período 2014-2021, los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en los sedimentos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu A, a la vez que, durante los años 2022, 2023 y 2024, no fueron detectados en el área de estudio, excepto, durante abril del año 2024, en el río Cayumapu.

• Los resultados del análisis de componentes principales y PERMANOVA, ejecutado para las bases de datos de monitoreo de calidad de sedimentos subacuáticos del HRC, muestran diferenciación espacial significativa, con ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre años: espacialmente los

sedimentos de Rucaco y Cayumapu A (estaciones 2 y 7) mostraron mayores concentraciones de AOX, materia orgánica y carbono orgánico total y ácidos grasos, mientras que los de San Luis (estación 3) mostraron mayores concentraciones de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos. Los sedimentos de Ciruelos, Santa Clara y Pichoy (estaciones 1, 4 y 6, respectivamente) mostraron mayores tamaños medios de arena, valores positivos de redox positivos y menores concentraciones por parte de la mayoría de los parámetros fisicoquímicos analizados.

- La falta de variabilidad inter anual significativa y la ocurrencia de variabilidad espacial significativa entre estaciones, sugiere que la matriz sedimentaria de cada una de las estaciones de muestreo se ha mantenido estable en el tiempo (período 2014 - 2024), pero que el área de estudio no es homogénea en cuanto a características del fondo (textura) o del régimen hidrográfico (variabilidad mareal, por ejemplo), lo que resultaría en diferentes tasas de acumulación de, por ejemplo, compuestos orgánicos persistentes como AOX, Dioxinas y Furanos.

REFERENCIAS

Anderson F, Black L, Mayer L, Watling L (1981) A temporal and spatial study of mudflat texture. Northeastern Geology 3:184-191

Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology, 26(1), 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Canadian Council of Ministers of the Environmen (2001) Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environmental, Winnipeg.

Cayuela, L. (2011). Análisis Multivariante. Área de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos. Madrid, España. 26 pp.

Emery KO (1938) Rapid method of mechanical analysis of sands. Journal of Sedimentary Research 8(3):105-111.

Gilbert RO (1987) Statistical methods for environmental pollution monitoring. Wiley, New York

Jolliffe, I. T. (2002). Principal Component Analysis. Springer Series in Statistics. New York: Springer-Verlag. doi:10.1007/b98835. ISBN 978-0-387-95442-4.

Kendall MG (1975) Rank correlation methods, 4th edition. Charles Griffin, London

Kendall, M.G. 1975. Rank Correlation Methods, 4th edition, Charles Griffin, London. 202 pp.

Mann HB (1945) Non-parametric tests against trend. Econometrica 13(13):245-259.

Mann, H.B. 1945. Non-parametric tests against trend, Econometrica 13:163-171.

Oksanen J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R. B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-5. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Seward-Thompson B, Hails J (1973) An appraisal on the computation of statistical parameters in grain size analyses. Sedimentology 11: 83-98

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

Vu V.Q. (2011). ggbiplot: A ggplot2 based biplot. R package version 0.55. http://github.com/vqv/ggbiplot

ANEXO 1

Estaciones y fechas de muestreo

Tabla 1. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2014.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	07-abr-2014
2 (sector Rucaco)	07-abr-2014
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-2014
4 (sector Santa Clara)	09-abr-2014
5 (sector Punucapa)	09-abr-2014
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-2014
7 (río Cayumapu)	10-abr-2014

Tabla 2. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2015.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	08-abr-2015
2 (sector Rucaco)	08-abr-2015
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015
4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	07-abr-2015
7 (río Cayumapu)	07-abr-2015

Tabla 3. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2016.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	06-abr-2016
2 (sector Rucaco)	06-abr-2016
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	06-abr-2016
4 (sector Santa Clara)	05-abr-2016
5 (sector Punucapa)	05-abr-2016
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	04-abr-2016
7 (río Cayumapu)	04-abr-2016

Tabla 4. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2017.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2017
2 (sector Rucaco)	12-abr-2017
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	11-abr-2017
4 (sector Santa Clara)	11-abr-2017
5 (sector Punucapa)	11-abr-2017
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-2017
7 (río Cayumapu)	10-abr-2017

Tabla 5. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2018.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	18-abr-2018
2 (sector Rucaco)	18-abr-2018
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	17-abr-2018
4 (sector Santa Clara)	17-abr-2018
5 (sector Punucapa)	17-abr-2018
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	16-abr-2018
7 (río Cayumapu)	16-abr-2018

Tabla 6. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2019.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	17-abr-2019
2 (sector Rucaco)	17-abr-2019
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	16-abr-2019
4 (sector Santa Clara)	16-abr-2019
5 (sector Punucapa)	16-abr-2019
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	15-abr-2019
7 (río Cayumapu)	15-abr-2019

Tabla 7. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2020.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	21-abr-2020
2 (sector Rucaco)	21-abr-2020
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	22-abr-2020
4 (sector Santa Clara)	22-abr-2020
5 (sector Punucapa)	22-abr-2020
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	22-abr-2020

Tabla 8. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2021.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	28-abr-2021
2 (sector Rucaco)	28-abr-2021
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	27-abr-2021
4 (sector Santa Clara)	27-abr-2021
5 (sector Punucapa)	27-abr-2021
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	27-abr-2021

Tabla 9. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2022.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2022
2 (sector Rucaco)	12-abr-2022
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	13-abr-2022
4 (sector Santa Clara)	13-abr-2022
5 (sector Punucapa)	13-abr-2022
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	13-abr-2022

Tabla 10. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2023.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	20 -abril- 2023
2 (sector Rucaco)	20 -abril- 2023
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	19 -abril- 2023
4 (sector Santa Clara)	19 -abril- 2023
5 (sector Punucapa)	18 -abril- 2023
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	18 -abril- 2023
7 (río Cayumapu)	18 -abril- 2023

Tabla 11. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2024.

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	18 -abril- 2024
2 (sector Rucaco)	18 -abril- 2024
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	17 -abril- 2024
4 (sector Santa Clara)	17 -abril- 2024
5 (sector Punucapa)	16 -abril- 2024
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	16 -abril- 2024
7 (río Cayumapu A)	16 -abril- 2024
8 (río Cayumapu B)	16 -abril- 2024

ANEXO 2

Tabla 1. Comparación inter anual de los valores porcentuales de grava en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	grava (%)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	9,3 (0,8)	0,0 (0,0)	13,1 (19,1)
2 (sector Rucaco)	46,2 (12,8)	11,9 (11,2)	30,9 (16,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	83,2 (10,2)	0,0 (0,0)	1,3 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,7 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
7 (río Cayumapu)	4,0 (5,7)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

	grava (%)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,7)	0,2 (0,3)	49,6 (10,2)
2 (sector Rucaco)	0,0 (0,0)	2,9 (2,0)	8,8 (16,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,8 (1,2)	1,6 (1,1)	44,8 (16,8)
4 (sector Santa Clara)	0,2 (0,3)	9,7 (4,1)	0,9 (0,6)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)
7 (río Cayumapu)	0,7 (1,5)	0,1 (0,1)	0,3 (0,3)

estaciones	grava (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	20,2 (36,9)	59,8 (6,7)	51,4 (8,8)
2 (sector Rucaco)	73,8 (10,4)	4,5 (4,8)	0,0 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	70,5 (19,7)	15,5 (29,8)	0,0 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	1,2 (2,1)	0,0 (0,0)

estaciones	grava (%) 2023	2024
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	55,1 (5,6)	0,0 (0,0)
2 (sector Rucaco)	91,2 (6,1)	0,0 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0
7 (río Cayumapu A)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0
8 (río Cayumapu B)		0,0 (0,0

Tabla 2. Comparación inter anual de los valores porcentuales de arena en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis

	arena (%)		
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	Abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	65,1 (0,3)	64,8 (17,7)	83,8 (22,2)
2 (sector Rucaco)	47,0 (10,2)	69,7 (20,7)	63,9 (14,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	12,6 (7,0)	98,7 (0,5)	68,7 (3,8)
4 (sector Santa Clara)	97,0 (0,2)	92,4 (2,8)	95,3 (3,1)
5 (sector Punucapa)	57,8 (10,5)	18,0 (2,8)	62,8 (13,2)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	96,5 (1,1)	93,2 (2,4)	97,2 (1,9)
7 (río Cayumapu)	17,6 (4,8)	18,4 (4,6)	19,5 (22,7)

	arena (%)		
Estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	94,4 (2,8)	94,5 (1,5)	46,6 (8,7)
2 (sector Rucaco)	18,1 (13,8)	65,1 (4,4)	30,5 (3,5)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	29,3 (8,2)	95,7 (1,6)	50,6 (16,6)
4 (sector Santa Clara)	86,4 (2,9)	88,7 (4,5)	95,9 (1,2)
5 (sector Punucapa)	37,5 (28,5)	30,7 (16,5)	20,3 (8,5)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	16,1 (7,4)	94,8 (4,0)	93,2 (2,7)
7 (río Cayumapu)	2,3 (1,5)	11,0 (12,3)	4,2 (2,5)

Estaciones	arena (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	74,6 (35,9)	27,0 (6,1)	47,3 (8,6)
2 (sector Rucaco)	25,5 (10,4)	32,3 (13,5)	95,7 (1,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	15,2 (11,0)	55,8 (14,7)	33,2 (4,3)
4 (sector Santa Clara)	94,6 (3,1)	97,1 (0,8)	30,5 (12,9)
5 (sector Punucapa)	42,3 (13,6)	19,0 (10,9)	16,9 (11,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	93,4 (4,1)	88,1 (5,3)	58,7 (27,9)

Estaciones	arena (%) 2023	2024
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	40,1 (3,4)	91,5 (2,4)
2 (sector Rucaco)	8,4 (5,9)	75,9 (6,6)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	23,2 (7,2)	29,9 (6,0)
4 (sector Santa Clara)	98,6 (1,1)	97,6 (2,6)
5 (sector Punucapa)	74,6 (11,8)	32,2 (12,4)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	91,8 (2,0)	91,0 (1,5)
7 (río Cayumapu A)	3,1 (2,0)	1,4 (0,6)
8 (río Cayumapu B)		18,0 (11,2)

Tabla 3. Comparación inter anual de los valores porcentuales de fango en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	fango (%)		
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	18,0 (2,7)	22,9 (10,3)	0,3 (0,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (2,5)	17,5 (12,6)	2,3 (1,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,0 (3,6)	0,5 (0,2)	13,1 (1,9)
4 (sector Santa Clara)	1,2 (0,1)	7,3 (2,8)	0,9 (0,4)
5 (sector Punucapa)	40,6 (10,9)	77,0 (3,6)	28,0 (14,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,2)	6,1 (2,1)	0,5 (0,0)
7 (río Cayumapu)	42,1 (6,0)	57,1 (24,1)	26,0 (7,8)

	fango (%)		
Estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	1,2 (0,6)	0,7 (0,3)	2,0 (0,7)
2 (sector Rucaco)	45,0 (3,3)	21,0 (2,5)	45,9 (11,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	55,0 (7,9)	1,5 (1,2)	3,4 (0,7)
4 (sector Santa Clara)	3,5 (1,8)	0,3 (0,1)	0,8 (0,3)
5 (sector Punucapa)	51,5 (25,9)	61,2 (13,5)	69,8 (6,5)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	75,6 (5,5)	1,0 (1,2)	1,8 (2,2)
7 (río Cayumapu)	76,3 (5,9)	62,1 (21,3)	86,1 (6,1)

Estaciones	fango (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,9)	5,6 (1,4)	0,4 (0,4)
2 (sector Rucaco)	0,1 (0,2)	30,5 (12,4)	2,4 (1,5)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	11,0 (7,3)	17,0 (14,3)	51,1 (1,2)
4 (sector Santa Clara)	1,1 (0,8)	0,1 (0,0)	57,1 (16,0)
5 (sector Punucapa)	47,5 (16,5)	75,2 (11,1)	76,6 (10,7)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,5 (0,4)	2,4 (1,7)	28,4 (23,7)

Estaciones	fango (%) 2023	2024
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,5 (0,3)	5,0 (2,2)
2 (sector Rucaco)	0,1 (0,1)	19,3 (3,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	63,1 (6,3)	58,8 (6,5)
4 (sector Santa Clara)	0,3 (0,4)	1,3 (2,1)
5 (sector Punucapa)	16,9 (10,1)	57,3 (11,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	2,4 (0,9)	1,3 (1,1)
7 (río Cayumapu A)	85,2 (8,0)	71,1 (11,4)
8 (río Cayumapu B)		42,3 (23,7)

Tabla 4. Comparación inter anual de los valores porcentuales de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis .

	agregados biogénicos (%)		
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	7,6 (1,5)	12,2 (11,1)	2,8 (3,2)
2 (sector Rucaco)	0,5 (0,2)	0,9 (1,2)	2,9 (1,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	1,3 (0,4)	0,8 (0,6)	16,9 (3,1)
4 (sector Santa Clara)	1,9 (0,3)	0,3 (0,0)	3,8 (2,6)
5 (sector Punucapa)	1,6 (0,4)	5,0 (3,7)	9,2 (4,5)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,0 (0,8)	0,7 (0,3)	2,3 (1,9)
7 (río Cayumapu)	36,2 (5,2)	24,5 (28,4)	54,6 (21,3)

	agregados biogénicos (%)		
Estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	3,4 (2,0)	4,6 (1,4)	1,8 (1,0)
2 (sector Rucaco)	36,8 (11,1)	11,0 (3,7)	14,8 (3,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	14,9 (5,7)	1,1 (0,9)	1,2 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	9,9 (3,1)	1,3 (0,9)	2,5 (0,5)
5 (sector Punucapa)	11,1 (5,3)	8,2 (3,1)	9,9 (2,2)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	8,3 (2,4)	4,3 (3,9)	4,9 (2,0)
7 (río Cayumapu)	20,7 (5,3)	26,9 (14,7)	9,4 (3,7)

Estaciones	agregados biogénicos (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	4,3 (3,4)	7,6 (5,0)	0,9 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,2)	32,7 (7,9)	1,9 (0,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,3 (1,4)	11,6 (6,5)	15,7 (3,3)
4 (sector Santa Clara)	4,3 (2,4)	2,7 (0,8)	12,5 (3,7)
5 (sector Punucapa)	10,2 (3,9)	5,7 (0,4)	6,6 (1,8)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	6,1 (4,3)	8,4 (4,2)	12,9 (4,4)

estaciones	agregados biogénicos (%) 2023	2024
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	4,3 (4,8)	3,5 (2,0)
2 (sector Rucaco)	0,3 (0,2)	4,8 (3,6)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	13,7 (2,6)	11,3 (3,4)
4 (sector Santa Clara)	1,1 (0,7)	1,1 (0,9)
5 (sector Punucapa)	8,5 (4,3)	10,5 (3,3)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	5,8 (2,4)	7,7 (1,3)
7 (río Cayumapu A)	11,8 (6,3)	27,5 (11,8)
8 (río Cayumapu B)		39,7 (20,0)

Tabla 5. Comparación inter anual de los tamaños de las partículas de arena en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis. SD= sin datos debido a perdida de muestras.

	tamaño de la partícula de arena (µm)		
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	314,0 (11,7)	214,6 (12,4)	488,8 (56,4)
2 (sector Rucaco)	536,0 (45, 6)	412,8 (141,1)	500,3 (97,7)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	177,0 (7,8)	548,7 (25,2)	220,3 (1,2)
4 (sector Santa Clara)	394,0 (10,6)	299,3 (8,4)	387,0 (2,0)
5 (sector Punucapa)	211,0 (31,9)	178,8 (29,9)	233,0 (7,4)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	397,0 (7,0)	318,6 (7,7)	371,8 (3,0)
7 (río Cayumapu)	165,0 (35,4)	140,4 (29,6)	123,3 (0,6)

	tamaño de la partícula de arena (µm)		
Estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	341,4 (18,4)	360,9 (12,4)	705,3 (14,0)
2 (sector Rucaco)	144,0 (17,7)	246,5 (10,1)	361,2 (50,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	228,0 (18,8)	632,1 (62,3)	756,4 (20,9)
4 (sector Santa Clara)	263,7 (4,1)	542,0 (29,9)	476,5 (20,6)
5 (sector Punucapa)	144,6 (28,6)	190,4 (11,2)	178,7 (22,8)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	191,2 (4,5)	340,5 (10,0)	346,6 (11,6)
7 (río Cayumapu)	SD	140,8 (1,2)	115,1 (7,8)

Estaciones	tamaño de la partícula de arena (µm)		
	2020	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	408,9 (101,4)	562,6 (43,4)	621,0 (76,4)
2 (sector Rucaco)	790,9 (39,7)	142,9 (16,2)	336,2 (56,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	392,8 (76,2)	304,2 (251,2)	177,0 (2,9)
4 (sector Santa Clara)	302,8 (11,5)	546,6 (27,5)	196,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	196,1 (13,7)	175,8 (21,1)	197,3 (21,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	360,2 (4,2)	323,4 (25,5)	292,9 (9,9)

Estaciones	tamaño de la partícula de arena (µm)	
	2023	**2024**
	abril	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	574,3 (47,0)	322,6 (21,2)
2 (sector Rucaco)	1110,3 (150,0)	219,0 (22,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	232,2 (38,1)	191,7 (28,1)
4 (sector Santa Clara)	606,1 (33,1)	584,4 (21,8)
5 (sector Punucapa)	242,8 (9,6)	133,5 (16,2)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	360,3 (33,4)	314,4 (5,3)
7 (río Cayumapu A)	114,2 (16,9)	131,0 (7,0)
8 (río Cayumapu B)		115,7 (8,4)

Tabla 6. Comparación inter anual de los valores porcentuales de materia orgánica total en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	materia orgánica total (%)		
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	6,7 (0,2)	15,6 (0,6)	1,6 (0,3)
2 (sector Rucaco)	4,0 (1,1)	2,0 (0,4)	1,7 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	4,9 (2,1)	2,4 (0,4)	10,6 (1,0)
4 (sector Santa Clara)	2,6 (0,1)	4,9 (0,8)	3,1 (0,3)
5 (sector Punucapa)	8,3 (1,2)	13,8 (0,3)	7,0 (1,2)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	3,1 (0,0)	2,8 (0,8)	1,6 (0,1)
7 (río Cayumapu)	21,1 (2,7)	33,4 (19,7)	18,4 (0,4)

	materia orgánica total (%)		
Estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	2,7 (0,7)	2,4 (0,3)	2,2 (0,8)
2 (sector Rucaco)	29,8 (3,3)	13,7 (0,9)	28,6 (11,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	16,6 (1,1)	2,5 (0,5)	2,5 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	3,6 (0,7)	2,3 (1,3)	2,2 (0,3)
5 (sector Punucapa)	9,4 (4,6)	11,6 (1,5)	12,0 (1,4)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	12,3 (1,0)	2,0 (0,5)	3,1 (0,7)
7 (río Cayumapu)	26,6 (5,3)	26,2 (1,8)	15,5 (2,2)

estaciones	materia orgánica total (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	3,8 (1,4)	6,1 (1,1)	1,1 (0,2)
2 (sector Rucaco)	0,9 (0,3)	46,2 (9,6)	1,7 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,9 (2,0)	15,2 (5,9)	18,1 (1,4)
4 (sector Santa Clara)	2,3 (0,3)	1,6 (0,1)	12,6 (3,7)
5 (sector Punucapa)	8,6 (0,6)	11,3 (6,6)	8,9 (1,4)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	6,9 (3,7)	12,9 (7,9)	5,2 (3,7)

Estaciones	materia orgánica total (%) 2023	2024
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,4)	4,7 (1,5)
2 (sector Rucaco)	0,5 (0,3)	13,1 (1,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	29,0 (4,2)	14,7 (3,8)
4 (sector Santa Clara)	1,5 (0,7)	1,3 (0,2)
5 (sector Punucapa)	2,8 (0,7)	9,7 (11,7)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	2,3 (0,3)	2,4 (1,0)
7 (río Cayumapu A)	18,9 (0,4)	29,9 (1,6)
8 (río Cayumapu B)		28,0 (1,1)

Tabla 7. Comparación inter anual de los valores porcentuales de carbono orgánico total (COT) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	carbono orgánico total (%)		
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,1)	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)
2 (sector Rucaco)	6,4 (0,3)	0,3 (0,0)	0,9 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,4 (0,2)	5,2 (0,3)	3,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	0,4 (0,1)	0,6 (0,0)	0,2 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,1)	2,0 (0,0)	0,3 (0,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,6 (0,1)	1,9 (0,1)	0,2 (0,0)
7 (río Cayumapu)	4,4 (0,5)	5,8 (0,1)	6,1 (0,4)

	carbono orgánico total (%)		
Estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,0)	0,4 (0,0)	0,3 (0,1)
2 (sector Rucaco)	7,8 (0,0)	3,2 (0,1)	8,1 (0,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,6 (0,2)	0,2 (0,0)	7,0 (1,4)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,0)	0,3 (0,0)	0,1 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,6 (0,0)	1,9 (0,0)	1,3 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,1 (0,0)	0,5 (0,0)	0,3 (0,0)
7 (río Cayumapu)	8,5 (0,3)	5,5 (0,1)	5,8 (0,2)

Estaciones	carbono orgánico total (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	1,5	2,3	0,6
2 (sector Rucaco)	8,8	13,2	0,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	2,5	2,4	7,3
4 (sector Santa Clara)	0,2	0,1	1,8
5 (sector Punucapa)	1,2	1,2	1,3
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,2	0,2	0,7

Estaciones	carbono orgánico total (%) 2023	2024
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,5	0,5
2 (sector Rucaco)	1,4	4,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	7,3	3,3
4 (sector Santa Clara)	0,2	0,1
5 (sector Punucapa)	1,0	1,1
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,5	0,3
7 (río Cayumapu A)	6,6	9,2
8 (río Cayumapu B)		9,8

Tabla 8. Comparación inter anual de los valores promedio de pH en los sedimentos del área de estudio. SD = sin datos ya que el sustrato no presentó en esa oportunidad una condición adecuada para el uso de la sonda para medición de pH (fondo con muchas piedras).

	pH								
Estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)									
1 (sector Ciruelos)	6,5	7,0	5,7	7,1	7,2	7,9	SD	7,0	7,2
2 (sector Rucaco)	6,6	SD	6,0	7,6	7,5	6,9	SD	7,8	7,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)									
3 (sector Fuerte San Luis)	6,7	7,4	6,4	7,0	7,5	7,1	SD	6,7	6,9
4 (sector Santa Clara)	6,2	7,7	6,3	7,1	7,8	6,5	SD	7,5	7,0
5 (sector Punucapa)	6,7	7,4	6,3	7,1	7,7	6,8	SD	6,8	6,9
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)									
6 (río Pichoy)	6,1	7,0	5,6	7,2	7,6	7,0	SD	6,2	6,8
7 (río Cayumapu)	6,2	6,6	6,1	6,5	6,6	6,7			

	pH	
Estaciones	**2023**	**2024**
	abril	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	7,2	7,4
2 (sector Rucaco)	7,3	8,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	6,9	7,3
4 (sector Santa Clara)	6,8	7,5
5 (sector Punucapa)	7,0	7,3
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	6,7	7,6
7 (río Cayumapu A)	6,8	7,0
8 (río Cayumapu B)		7,2

Tabla 9. Comparación inter anual de los valores promedio potencial óxido reducción (POR) en los sedimentos del área de estudio. SD = sin datos ya que el sustrato no presentó en esa oportunidad una condición adecuada para el uso de la sonda para medición de POR (fondo con muchas piedras).

	POR (mV)								
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)									
1 (sector Ciruelos)	120,1	201,1	117,0	-33,1	22,9	188,4	SD	-118,8	-35,8
2 (sector Rucaco)	-17,1	SD	177,9	78,9	43,5	-213,5	SD	-32,8	-95,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)									
3 (sector Fuerte San Luis)	-119	-138,7	-59,7	-37,7	-158,6	-130,1	SD	41,9	-88,5
4 (sector Santa Clara)	52,8	-0,6	207,5	8,2	97,9	-153,8	SD	278,8	-82,7
5 (sector Punucapa)	-104,4	-72,8	34,6	-4,8	38,9	-42,1	SD	-8,1	-97,1
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)									
6 (río Pichoy)	123	-67,5	187,3	-22,3	-104,7	250,2	SD	109,1	-139,8
7 (río Cayumapu)	-92,8	-158	-55,3	-8,1	105,5	-122,2	SD	SD	SD

	POR (mV)	
estaciones	**2023**	**2024**
	abril	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	200,7	210,7
2 (sector Rucaco)	228,1	-58,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	103,3	-112,8
4 (sector Santa Clara)	-114,2	62,7
5 (sector Punucapa)	-24,7	-69,8
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	-54,6	121,9
7 (río Cayumapu A)	-119,8	-52,3
8 (río Cayumapu B)		-117,2

Tabla 10. Concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	Ácidos grasos (µg/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	52,2 (5,5)	4,9 (0,5)	0,6 (0,0)
2 (sector Rucaco)	532,7 (27,6)	6,1 (1,5)	1,5 (0,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	312,8 (56,3)	8,5 (1,6)	1,2 (0,3)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	216,5 (28,1)	6,8 (2,1)	0,8 (0,4)
7 (río Cayumapu)	346,5 (9,8)	64,5 (0,4)	26,0 (3,3)

	Ácidos grasos (µg/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,0)	0,3 (0,0)	1,9 (0,4)
2 (sector Rucaco)	1,0 (0,1)	4,4 (0,1)	20,7 (1,6)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	1,9 (0,2)	4,9 (0,1)	10,2 (1,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,6)	3,4 (0,9)	1,0 (0,2)
7 (río Cayumapu)	22,3 (0,7)	16,3 (0,6)	15,5 (1,2)

	Ácidos grasos (µg/g)				
estaciones	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,7	1,0	1,0	0,7	0,6
2 (sector Rucaco)	11,5	16,5	<1,0	1,5	1,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
5 (sector Punucapa)	0,7	0,3	1,2	0,6	0,4
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,4	0,2	1,8	1,2	0,5
7 (río Cayumapu A)				8,2	3,2
8 (río Cayumapu B)					4,2

Tabla 11. Concentraciones de Ácidos resínicos contenidos en los sedimentos del área de estudio. * = No detectado*, i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Ácidos resínicos (µg/g)										
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)											
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)											
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)											
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu A)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
8 (río Cayumapu B)											*

Tabla 12. Concentraciones de AOX (haluros orgánicos adsorbibles) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	AOX (µg/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	17,4 (0,8)	23,6 (3,8)	25,1 (5,8)
2 (sector Rucaco)	174,9 (16,0)	35,8 (6,1)	33,7 (6,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	46,6 (6,5)	67,0 (1,8)	48,5 (2,5)
4 (sector Santa Clara)	33,1 (1,9)	35,7 (3,3)	25,1 (4,9)
5 (sector Punucapa)	25,1 (1,7)	60,4 (0,6)	26,0 (3,2)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	10,4 (0,9)	25,9 (3,2)	12,8 (4,1)
7 (río Cayumapu)	67,0 (5,9)	121,5 (0,1)	87,7 (4,6)

	AOX (µg/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	16,9 (0,3)	20,6 (2,3)	20,9 (4,7)
2 (sector Rucaco)	105,3 (7,0)	63,0 (5,3)	53,5 (5,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	52,8 (3,2)	43,4 (2,8)	25,7 (4,6)
4 (sector Santa Clara)	22,6 (2,6)	29,3 (0,3)	32,1 (1,2)
5 (sector Punucapa)	27,6 (1,6)	28,2 (2,6)	29,4 (2,7)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	14,6 (0,6)	22,5 (3,3)	18,1 (1,6)
7 (río Cayumapu)	88,6 (1,1)	66,6 (5,6)	36,0 (3,9)

estaciones	AOX (µg/g) 2020	2021	2022	2023	2024
	abril	abril	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	20,8	43,6	30,7	45,9	35,1
2 (sector Rucaco)	136,5	180,8	27,0	80,1	53,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	48,6	37,5	85,1	83,9	56,9
4 (sector Santa Clara)	36,3	35,4	56,4	66,8	62,0
5 (sector Punucapa)	37,6	34,0	84,5	41,5	30,2
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	19,5	15,8	83,6	34,6	13,6
7 (río Cayumapu A)				126,9	95,8
8 (río Cayumapu B)					99,0

Tabla 13. Concentraciones de EOX (haluros orgánicos extraíbles) en los sedimentos del área de estudio. * = No detectado*, i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	EOX (µg/g) 2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)											
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)											
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río cruces (área estuarial)											
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu A)	*	*	*	*	*	*				*	*
8 (río Cayumapu B)											*

Tabla 14. Concentraciones de Dioxinas en equivalentes tóxicos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Dioxinas en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000020 (0,000006)	0,000067 (0,000042)	0,000014 (0,000001)
2 (sector Rucaco)	0,000421 (0,000092)	0,000056 (0,000044)	0,000014 (0,000007)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000014 (0,000000)	0,000075 (0,000015)	0,000003 (0,000002)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000036 (0,000013)	0,000055 (0,000008)	0,000014 (0,000001)
7 (río Cayumapu)	0,000019 (0,000001)	0,000050 (0,000020)	0,000525 (0,000168)

	Dioxinas en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000010 (0,000002)	0,000038 (0,000040)	0,000013 (0,000015)
2 (sector Rucaco)	0,000000 (0,000000)	0,000351 (0,000484)	0,000265 (0,000160)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000108 (0,000022)	0,000477 (0,000115)	0,000117 (0,000008)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000001 (0,000000)	0,000004 (0,000001)	0,000014 (0,000000)
7 (río Cayumapu)	0,000269 (0,000016)	0,000400 (0,000068)	0,000009 (0,000011)

	Dioxinas en EQTs (ng/g)				
estaciones	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,000006	0,000014	0,000019	0,000012	0,000013
2 (sector Rucaco)	0,000138	0,000225	0,000008	0,000003	0,000050
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
5 (sector Punucapa)	0,000081	0,000077	0,000072	0,000050	0,000088
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,000018	0,000047	0,000018	0,000006	0,000026
7 (río Cayumapu A)				0,000231	0,000375
8 (río Cayumapu B)					0,000072

Tabla 15. Concentraciones de Furanos en equivalentes tóxicos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Furanos en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000011 (0,000000)	0,000022 (0,000007)	0,000002 (0,000001)
2 (sector Rucaco)	0,000127 (0,000008)	0,000014 (0,000001)	0,000002(0,000000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000011 (0,000000)	0,000021 (0,000000)	0,000001 (0,000001)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000021 (0,000014)	0,000024 (0,000017)	0,000011 (0,000015)
7 (río Cayumapu)	0,000009 (0,000007)	0,000013 (0,000012)	0,000158 (0,000022)

estaciones	Furanos en EQTs (ng/g) 2017	2018	2019
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000009 (0,000002)	0,000245 (0,000301)	0,000013 (0,000017)
2 (sector Rucaco)	0,000000 (0,000000)	0,000228 (0,000160)	0,000179 (0,000071)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000051 (0,000004)	0,000246 (0,000023)	0,000041 (0,000019)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000000 (0,000000)	0,000002 (0,000000)	0,000012 (0,000001)
7 (río Cayumapu)	0,000044 (0,000013)	0,000146 (0,000049)	0,000007 (0,000008)

estaciones	Furanos en EQTs (ng/g) 2020	2021	2022	2023	2024
	abril	abril	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,000006	0,000005	0,000012	0,000004	0,000000
2 (sector Rucaco)	0,000076	0,000102	0,000000	0,000003	0,000037
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
5 (sector Punucapa)	0,000024	0,000018	0,000024	0,000009	0,000006
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,000023	0,000007	0,000006	0,000009	0,000000
7 (río Cayumapu A)				0,000075	0,000194
8 (río Cayumapu B)					0,000001

Tabla 16. Concentraciones de Equivalentes Tóxicos totales (suma de dioxinas y furanos en equivalentes tóxicos) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	EQTs totales (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000032 (0,000006)	0,000089 (0,000035)	0,000016 (0,000001)
2 (sector Rucaco)	0,000548 (0,000100)	0,000070 (0,000043)	0,000016 (0,000007)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000025 (0,000000)	0,000096 (0,000015)	0,000004 (0,000003)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000057 (0,000027)	0,000079 (0,000025)	0,000025 (0,000016)
7 (río Cayumapu)	0,000028 (0,000008)	0,000063 (0,000033)	0,000683 (0,000190)

	EQTs totales (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000019 (0,000000)	0,000283 (0,000341)	0,000026 (0,000031)
2 (sector Rucaco)	0,000000 (0,000000)	0,000579 (0,000644)	0,000444 (0,000231)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000158 (0,000025)	0,000723 (0,000138)	0,000158 (0,000028)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000001 (0,000000)	0,000006 (0,000001)	0,000026 (0,000001)
7 (río Cayumapu)	0,000313 (0,000003)	0,000546 (0,000116)	0,000016 (0,000019)

	EQTs totales (ng/g)				
estaciones	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,000012	0,000019	0,000031	0,000012	0,000013
2 (sector Rucaco)	0,000214	0,000327	0,000008	0,000003	0,000087
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
5 (sector Punucapa)	0,000106	0,000095	0,000096	0,000059	0,000094
Río tributario del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,000041	0,000054	0,000023	0,000015	0,000026
7 (río Cayumapu A)				0,000306	0,000569
8 (río Cayumapu B)					0,000073

4. COMPONENTE BIOTICO

4.1. MACRÓFITAS ACUÁTICAS

4.1.1. ESTIMACION DE COBERTURA MEDIANTE SENSORES REMOTOS

ANTECEDENTES

Diversos estudios realizados desde el año 2004 han dado cuenta de la importancia de las macrófitas acuáticas para el ecosistema del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC). Estas especies cumplen distintas funciones ecosistémicas, entre las que destaca la importancia del Luchecillo, *Egeria densa* (Planch.) por su rol como alimento para las aves acuáticas herbívoras del humedal como los cisnes de cuello negro y las taguas. Además de su aporte al flujo de energía y materia orgánica de la cadena trófica del HRC, el Luchecillo es un elemento clave del funcionamiento de este humedal, pues sus plantas estabilizan los sedimentos bentónicos en los cauces del humedal. Es así como esta especie cumple un rol importante tanto en el flujo de energía y materia, como en la estructura y dinámica hidrológica de este ecosistema.

A través de distintos estudios realizados en el marco del desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (PDHRC) y posteriormente a través del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (PMHRC), se ha recopilado una serie de indicadores de sensores remotos que permiten modelar la distribución y cobertura de las principales plantas acuáticas de interés en el HRC. De igual manera se han obtenido registros de sensores remotos que permiten contar con indicadores de calidad de agua (principalmente reflectancia). La variación espacial y anual de la cobertura de estas plantas acuáticas ha mostrado la recuperación de este importante componente del ecosistema posterior a la pérdida de cobertura de Luchecillo, los que se asocian con los cambios en transparencia del agua en el HRC.

A fines del año 2020, se observó una disminución importante en la distribución y cobertura de Luchecillo en distintos sectores del HRC, observándose sectores del humedal descubiertos de macrófitas acuáticas. La disminución en cobertura de esta especie se vio acompañada de la consecuente liberación de plumas de sedimento a través del cauce del HRC. La magnitud y velocidad de los cambios observados en la distribución del Luchecillo, así como sus efectos sobre las condiciones del humedal, destacan la importancia de cuantificar la variación espacial y temporal de la distribución, cobertura y biomasa de esta macrófita acuática en este ecosistema, así como de las otras macrófitas acuáticas dominantes en el humedal. A partir del sexto año del Programa de Monitoreo, se han observado cambios en la distribución espacial de las macrófitas acuáticas dominantes, particularmente para el caso de *Egeria densa* (Luchecillo) que ha mostrado disminuciones de 71% y 26% en la biomasa en pie en las temporadas estivales de 2020-2021 y 2021-2022 respectivamente, con una leve recuperación en la temporada estival de 2022-2023. Esto contrasta con *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce), que mostro una disminución de 95%, seguida de un aumento del 249%. De manera similar *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presento un aumento de 76% en su biomasa en pie, seguido de una disminución de un 15%. Sin embargo, estas dos especies presentaron disminuciones en cobertura que han impedido la estimación de la biomasa en pie en las temporadas estivales 2022-2023 y la presente temporada (2023-2024). Estos cambios revelan un alto grado de variación en distribución, cobertura y biomasa de los principales ítems tróficos de las aves herbívoras del humedal del Río Cruces.

En este contexto, el presente estudio analiza los resultados del noveno año del Programa de Monitoreo del HRC, correspondiente a la temporada estival del periodo 2023-2024. El presente Informe tiene como objetivo continuar el estudio sistemático de la cobertura y distribución de las plantas acuáticas dominantes del humedal mediante el uso de modelos de distribución basados en información obtenida mediante sensores remotos. Para ello se emplea la metodología aplicada en el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (verano 2015) y el Programa de Monitoreo del mismo humedal (2016-

2023), con un foco en las plantas que son la base de alimentación de las aves herbívoras del humedal, a saber *Egeria densa*, *Potamogeton pusillus y Potamogeton lucens*, al igual que una especie introducida, *Ludwigia peploides,* debido a sus efectos alelopáticos sobre el Luchecillo, así como *Schoenoplectus californicus*, la Totora, que también juega un rol importante en la estructura de las riberas del humedal. Adicionalmente, se evaluó y modeló la variación espacial y temporal en la biomasa del Luchecillo, dada su importancia como base trófica de los cisnes de cuello negro y taguas en el humedal. De esta forma, se modela y representa cartográficamente la distribución de estas especies a lo largo del HRC y se evalúa la variación en biomasa del Luchecillo. Ello contribuirá a la toma de decisiones para la conservación y manejo del humedal, caracterizando la variación temporal de descriptores espacialmente explícitos de estos componentes ecosistémicos clave del HRC: la distribución y cobertura de macrófitas acuáticas y la biomasa o standing stock de Luchecillo lo largo de distintos sectores del HRC.

OBJETIVOS

- Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos y mediciones *in situ*, la variabilidad espacial y temporal en la cobertura de Luchecillo, Huiro Verde, y Totora en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2015 y el año 2024.
- Describir el grado de variabilidad temporal en distintos sectores del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período de estudio
- Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos y mediciones *in situ*, la variabilidad espacial en la cobertura y la biomasa o standing stock de Luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2023 y el año 2024.

En términos operacionales, se entiende por cobertura de Luchecillo u otras macrófitas acuáticas al análisis de los siguientes indicadores estimados mediante sensores remotos:

• Determinación de los pixeles con presencia de Luchecillo y otras macrófitas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

• Descripción de la idoneidad ambiental promedio para el Luchecillo y otras macrófitas y la variabilidad temporal de los pixeles con presencia de Luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

• Delimitación de la variación temporal de ocurrencia media de Luchecillo y otras macrófitas en los puntos de muestreo realizados a lo largo del cauce del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, identificando los patrones observados en distintos sectores de interés.

Por biomasa en pie (*standing stock*) de Luchecillo se entiende el análisis de los siguientes indicadores estimados mediante sensores remotos:

- Estimación de la biomasa de la especie, medida en gramos de peso húmedo por metro cuadrado (en adelante g m^{-2}) en cada uno de los pixeles de 30 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de capas de sensores remotos captados en una imagen de la misión Landsat 8.
- Estimación de la biomasa de la especie (g m^{-2}) en cada uno de los pixeles de 15 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de capas de sensores remotos captados en una imagen de la misión Landsat 8, que han sido re-escalados a la resolución nativa de una imagen pancromática Landsat 8 (Belfiore *et al.,* 2016).
- Estimación de la biomasa de la especie (g m^{-2}) en cada uno de los pixeles de 10 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de imágenes captadas en una imagen de la misión Sentinel 2.

MATERIAL Y METODOS

Obtención de imágenes satelitales

De acuerdo con la metodología empleada durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (verano 2014-2015) y durante el transcurso del Programa de Monitoreo Ambiental del mismo humedal (períodos entre la primavera de 2015-2016 y el periodo estival 2021-2022), el presente estudio utiliza el análisis de imágenes de sensores remotos para estimar la variación espacial de la cobertura y distribución del Luchecillo y otras macrófitas acuáticas dominantes en él HRC, al igual que de la biomasa de estas especies. Para generar estimaciones cuantitativas y espacialmente explícitas de la cobertura y biomasa en pie de Luchecillo y cobertura de otras macrófitas acuáticas, durante la temporada estival 2023-2025 se utilizaron imágenes de sensores remotos y datos empíricos geo referenciados para describir estadísticamente la distribución y cobertura de estas especies. Además, se utilizaron muestras georreferenciadas de biomasa de Luchecillo para calibrar y validar modelos estadísticos y de aprendizaje de máquinas, con el fin de generar mapas de biomasa estimada a diferentes escalas. Las imágenes satelitales analizadas se obtuvieron desde el archivo histórico de imágenes satelitales del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS; http://earthexplorer.usgs.gov/). En particular, se emplearon imágenes de sensores remotos obtenidos a tres resoluciones espaciales:

- Resolución de 30 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor OLI (sigla inglesa para *Operational Land Imager*), a bordo de la misión satelital Landsat 8. Para el presente estudio se utilizó una imagen Landsat 8 captada el 12 de marzo de 2025.
- Resolución de 15 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor OLI, la que ha sido previamente interpolada desde 30 metros a 15 metros usando interpolación pancromática o *pansharpening* (Belfiore *et al.,* 2016). Para ello se utilizó la imagen Landsat 8 captada el 12 de marzo de 2025, utilizando la banda pancromática de

esta escena para re-escalar las bandas de la imagen desde la resolución original de 30 m a la resolución de 15 m.

- Resolución de 10 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor MSI (sigla inglesa para *Multispectral Imager*), a bordo de la misión satelital Sentinel 2. Para el presente estudio se utilizó una imagen del 13 de marzo de 2025.

En concordancia con el diseño de estudio a largo plazo del humedal, el área de estudio tiene como punto central las coordenadas 40º19'20"S, 72º51'00"W, correspondiente a la región comprendida en la combinación 233/88 del Sistema Mundial de Referencia 2 (WRS-2). Para poder contar con imágenes adecuadas, se examinó el archivo de imágenes buscando seleccionar aquellas fechas para las cuales se contase con una baja cobertura de nubes sobre el humedal. Usualmente, esto corresponde a imágenes satelitales con una cobertura de nubes inferior al 20% del área de barrido satelital en la celda 233/88 del sistema de referencia WRS2 o en su defecto en las celdas 001/87 y 001/88 88 del sistema de referencia WRS2. La búsqueda realizada permitió contar con imágenes adecuadas para los fines del presente análisis. Para el satélite Landsat 8 se obtuvo una imagen del día 2 de enero de 2023, correspondientes a la celda 233/88 88 del sistema de referencia WRS2. En el caso del satélite Sentinel 2, se obtuvieron dos imágenes del día 13 de marzo de 2025, correspondientes a las celdas 18HXB y 18GXA del sistema de celdas de esta misión satelital. En la Figura 4.1.1. se muestra una representación de verdadero color (imagen tricromática en base a las bandas de color rojo, verde azul) de la escena captada por el sensor OLI / Landsat 8, para el área de estudio en el día 12 de marzo de 2025, mientras que la Figura 4.1.2 muestra la representación de verdadero color para la misma imagen y fecha a la resolución de 15 m. A su vez, la Figura 4.1.3 muestra la representación de verdadero color obtenida en el catálogo de imágenes Sentinel 2, correspondiente al 13 de marzo de 2025, con una resolución de 10 m.

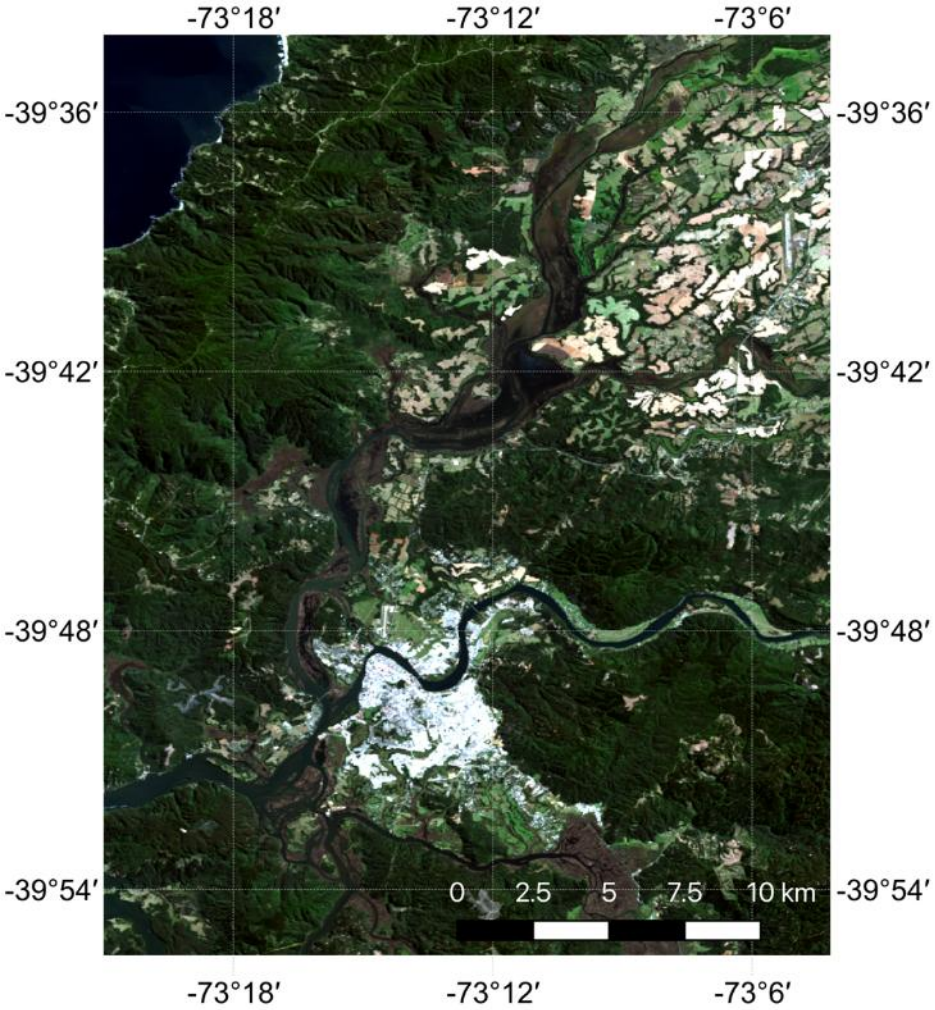


Figura 4.1.1. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 12 de marzo de 2025. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 30 metros por pixel.

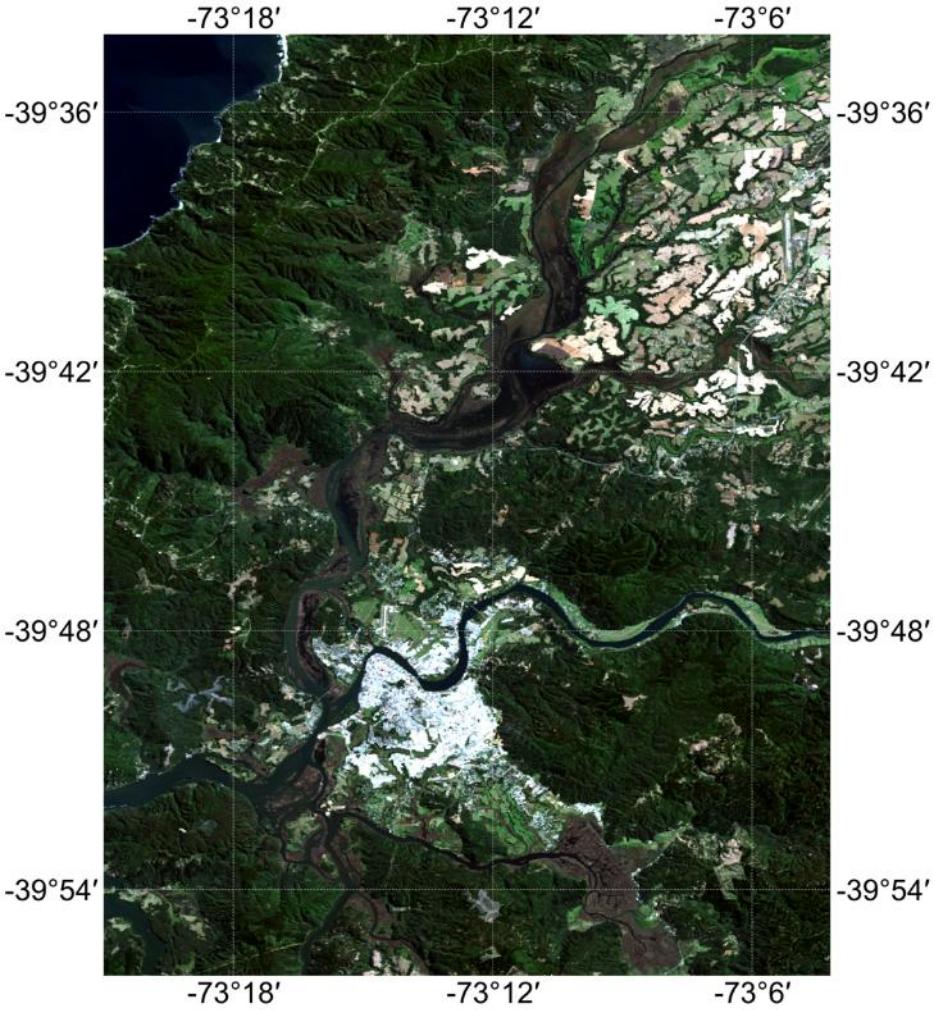


Figura 4.1.2. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 12 de marzo de 2025. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 15 metros por pixel.

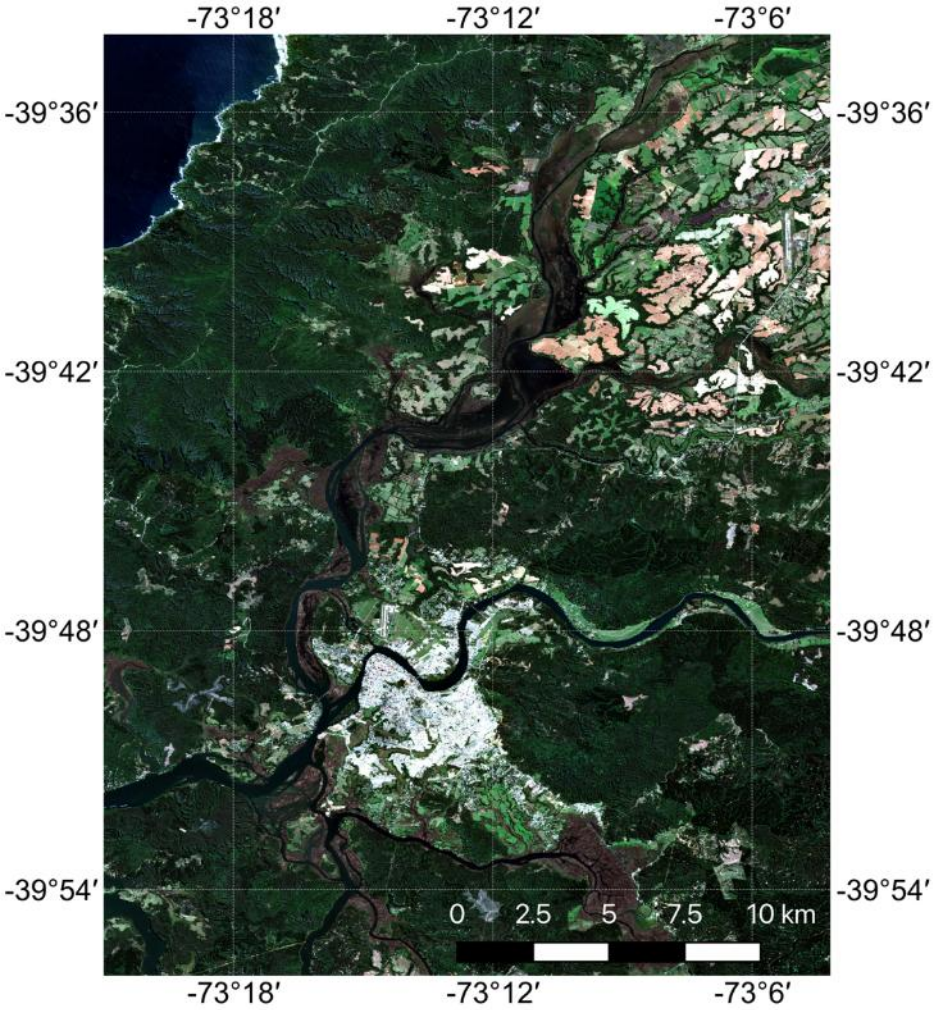


Figura 4.1.3. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Sentinel 2). La imagen corresponde al día 13 de marzo de 2025. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 10 metros por pixel.

Procesamiento y corrección de imágenes satelitales

De forma similar a lo realizado en estudios anteriores (PDHRC y PMHRC), la imagen satelital obtenida del archivo histórico del sensor OLI de la misión Landsat 8 fue procesada y calibrada radiométricamente, y corregida de acuerdo con lo descrito para aguas turbias (caso-2), mediante las ecuaciones y parámetros descritos en la literatura (Chander & Markham 2003; Hwan-Ahn *et al.*, 2004; Lagos *et al.*, 2008). Estos procedimientos permitieron la transformación de los valores de los números digitales (DN) presentes en las distintas bandas de datos de cada imagen a valores de porcentajes de reflectancia atmosférica superior (RTOA), permitiendo la comparación con imágenes obtenidas en diferentes fechas, o bien con imágenes captadas por diferentes sensores, como por ejemplo los sensores TM, TM+ o ETM, correspondientes a las misiones Landsat anteriores a la misión Landsat 8. Dadas las características del HRC, y conforme a los estudios previos, se aplicó una corrección atmosférica para aguas turbias caso-2, mediante el método de *path extraction* (Lagos *et al.*, 2008; Hwan-Ahn *et al.*, 2004). Esta transformación permite dar cuenta de los efectos de la absorción y dispersión sobre la reflectancia del agua. Estos efectos se deben a la radiación difusiva causada por la dispersión de fotones por las moléculas de aire y aerosoles. Esta se suma a aquella causada por el reflejo en la superficie del agua por efecto de los sólidos suspendidos totales (SST), clorofila y la materia orgánica disuelta opaca (CDOM). La corrección mediante *path extraction* se centra en la substracción de la irradiancia mínima o *path radiance* (r_{Path}) de la banda para toda la imagen. Este método asume que la señal RTOA puede reducirse a los valores r_{Path} en el caso de las aguas azules claras, debido a que estas presentan los valores mínimos de reflectancia (Antoine & Morel, 1999). Además, se asume que el valor de r_{Path} es homogéneo a través de la escena Landsat (ver Hwan-Ahn *et al.,* 2004) para las ecuaciones y parámetros correspondientes. El sensor a bordo del satélite Landsat 8 entrega imágenes con una resolución espacial de entre 15 y 30 m, dependiendo de la banda de radiación a analizar, con la banda pancromática contando con la mayor resolución espacial de 15 metros. Esto permite que sea posible interpolar las bandas de menor resolución, empleando como base la banda pancromática, procedimiento conocido como

pansharpening (Belfiore *et al.,* 2016). Dado que en este estudio se utilizaron dos imágenes, correspondientes a las celdas 001/87 y 001/87, se combinaron las dos imágenes una vez procesadas e interpoladas, obteniendo así un único archivo raster para la temporada estival. Por otra parte, las imágenes que entrega el sensor MSI del satélite Sentinel 2 corresponden a valores de reflectancia atmosférica superior, lo que permite su uso sin requerir ningún procesamiento adicional, salvo la combinación y recorte de las imágenes correspondientes a las celdas 18HXB y 18GXA del sistema de celdas de esta misión satelital. Las Tablas 4.1.1 y 4.1.2 indican las longitudes de onda correspondientes a las distintas bandas de los sensores OLI y MSI (Landsat 8 y Sentinel 2 respectivamente), al igual que la resolución espacial correspondiente a cada banda de estos satélites.

Tabla 4.1.1. Bandas del sensor OLI, misión Landsat 8. La Tabla muestra para las distintas bandas del sensor OLI, los atributos o colores que capta cada banda, al igual que la longitud de onda y la resolución espacial o tamaño de pixel de esta.

banda	atributo o color	longitud de onda (µm)	resolución (m)
1	Aerosol costero	0,43 – 0,45	30
2	Azul	0,45 – 0,51	30
3	Verde	0,53 – 0,59	30
4	Rojo	0,64 – 0,67	30
5	Infrarrojo cercano	0,85 – 0,88	30
6	Infrarrojo de onda corta 1	1,57 – 1,65	30
7	Infrarrojo de onda corta 2	2,11 – 2,29	30
8	Imagen Pancromática	0,50 – 0,68	15
9	Cirrus	1,36 – 1,38	30
10	Infrarrojo térmico (TIRS) 1	10,60 – 11,19	100 x (30)
11	Infrarrojo térmico (TIRS) 2	11,50 – 12,51	100 x (30)

Cabe señalar que al igual que en informes anteriores, el modelamiento de distribución y cobertura de macrófitas acuáticas no consideró las bandas 9, 10 y 11 del satélite Landsat 8. La primera está definida para identificar presencia de nubes tipo cirrus, mientras que las dos últimas difieren en la resolución de origen, siendo re-muestreadas a partir de una escala de 100 m a la resolución final de 30 m. El análisis preliminar de la información obtenida indico que, tanto para el modelamiento de distribución como para

el modelamiento de biomasa, los modelos ajustados a partir de las imágenes obtenidas a partir de la misión Landsat 8 presentaron una bondad de ajuste muy buena o excelente.

Tabla 4.1.2. Bandas del sensor MSI, misión Sentinel 2. La Tabla muestra para las distintas bandas del sensor MSI, los atributos o colores que capta cada banda, al igual que la longitud de onda y la resolución espacial o tamaño de pixel de esta.

banda	atributo o color	longitud de onda (µm)	resolución (m)
1	Aerosol costero	0,42-0,46	60
2	Azul	0,43-0,56	10
3	Verde	0,52-0,6	10
4	Rojo	0,63-0,7	10
5	Infrarrojo cercano 1	0,73-0,94	20
6	Infrarrojo cercano 2	0,73-0,76	20
7	Infrarrojo cercano 3	0,76-0,8	20
8	Infrarrojo cercano	0,73-0,94	10
8a	Infrarrojo cercano 4	0,84-0,89	20
9	Vapor de agua	0,93-0,97	60
10	Cirrus	1,34-1,4	60
11	Infrarrojo onda corta 1	1,52-1,7	20
12	Infrarrojo onda corta 2	2,03-2,38	20

Por otra parte, para el modelamiento de biomasa de Luchecillo, en el presente estudio se consideraron las mismas bandas espectrales utilizadas en el modelamiento de distribución para entrenar los modelos de distribución de Luchecillo y las restantes macrófitas acuáticas (ver más adelante), a fin contar con un conjunto común de bandas para las tres resoluciones espaciales analizadas. Como se ha hecho en estudios anteriores, en el caso del modelamiento de distribución de macrófitas, se calcularon tres indicadores espectrales: el índice normalizado de diferencia en vegetación (NDVI), el índice mejorado de vegetación (EVI) y el indicador de clorofila a partir de la razón entre azul y verde (Chl), los que se suman a las bandas espectrales 2 a 7. En el caso del modelamiento de biomasa se calcularon dos indicadores de vegetación: la razón verde/rojo (GRRI) y el indicador de vegetación verde-rojo (GRRI) (Motohka *et al.,* 2010, Ritchie *et al.,* 2010). Toda la información de sensores remotos se almacenó en una base de datos geoespacial, compuesta de capas *raster* o grillas, almacenada para uso en Quantum Gis y R. Una vez

consolidada, la base de datos geoespacial fue utilizada para construir modelos cuantitativos que relacionen las variables indicadoras de presencia/ausencia y biomasa con las imágenes de sensores remotos.

Obtención de registros de parches monoespecíficos de macrófitas acuáticas.

Para poder contar con registros de presencia para las macrófitas acuáticas presentes en el HRC, se llevaron a cabo prospecciones en diferentes sectores del área de estudio, seleccionándose aquellos en los que se observó presencia de áreas monoespecíficas o con dominancia de determinadas especies de plantas. Las prospecciones realizadas en terreno se complementaron con el estudio de imágenes de orto mosaicos de UAV, realizadas a lo largo del humedal, así como mediante fotointerpretación de imagenes satelitales de alta resolución. Mediante esta estrategia, se registraron datos georreferenciados de presencia de parches mono específicos de las siguientes especies: *Egeria densa* (Luchecillo), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) y *Schoenoplectus californicus* (Totora). A diferencia de estudios anteriores, no se registraron parches monoespecíficos de tamaño adecuado para aplicar las técnicas de modelamiento para las especies *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) y *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua), pues las presencias observadas en terreno y mediante sensores remotos no correspondieron a zonas con 30 m o más de diámetro. Por ello, en el presente informe se priorizaron las especies antes mencionadas *E. densa*, *P. lucens* y *S. californicus.* En el caso particular de *S. californicus*, los puntos de modelamiento se generaron a partir de la inspección de registros de presencia obtenidos en campañas de muestreo anteriores. Estos se validaron contra imágenes de alta resolución en la plataforma *Google Earth Pro*, contrastando además con las imágenes espectrales de 10 y 15 m para validar la ausencia de zonas correspondientes al espejo de agua o vegetación y sectores con vegetación terrestre, suelo descubierto o estructuras de origen antrópico. Adicionalmente a los puntos de presencia obtenidos para las distintas especies de macrófitas acuáticas, se georreferenció un conjunto de puntos de control, correspondiente a zonas del humedal desprovistas de macrófitas acuáticas,

correspondientes a cauces de agua libre de vegetación. Estos puntos georreferenciados en terreno se complementaron usando las imágenes espectrales antes mencionadas, contrastando con las imágenes de alta resolución disponibles en la plataforma *Google Earth Pro*. En conjunto con la estimación de la cobertura de Luchecillo, también se obtuvieron estimaciones de biomasa en pie por unidad de superficie, a lo largo del área de estudio, identificando para cada muestra la identidad de la especie colectada en la muestra, la biomasa fresca (medida en gramos por 0.25 m^2) y las coordenadas del punto central del parche correspondiente a la colecta de biomasa. Nuevamente, dada la baja frecuencia de parches de Huiro verde y Huiro de agua, no fue posible obtener información de biomasa para estas especies. De igual manera, dada la distribución acotada de *L. peploides*, se tomó la decisión de no realizar el modelamiento de biomasa para esta especie, dado que no se contaba con un tamaño de muestra adecuado. La información recolectada fue consolidada inicialmente en planillas de cálculo Excel (Microsoft Office ©), para luego consolidar las georreferenciaciones en archivos Shapefile de Arcgis. La información recolectada y verificada fue consolidada en una base de datos geoespacial en el programa QGIS. Todas las coordenadas fueron verificadas y almacenadas en archivos con una proyección WSG84/UTM, utilizando el Huso 18 Sur. Las Figuras 4.1.4 a 4.1.6 muestran la ubicación espacial de los puntos de presencia obtenidos para las especies estudiadas.

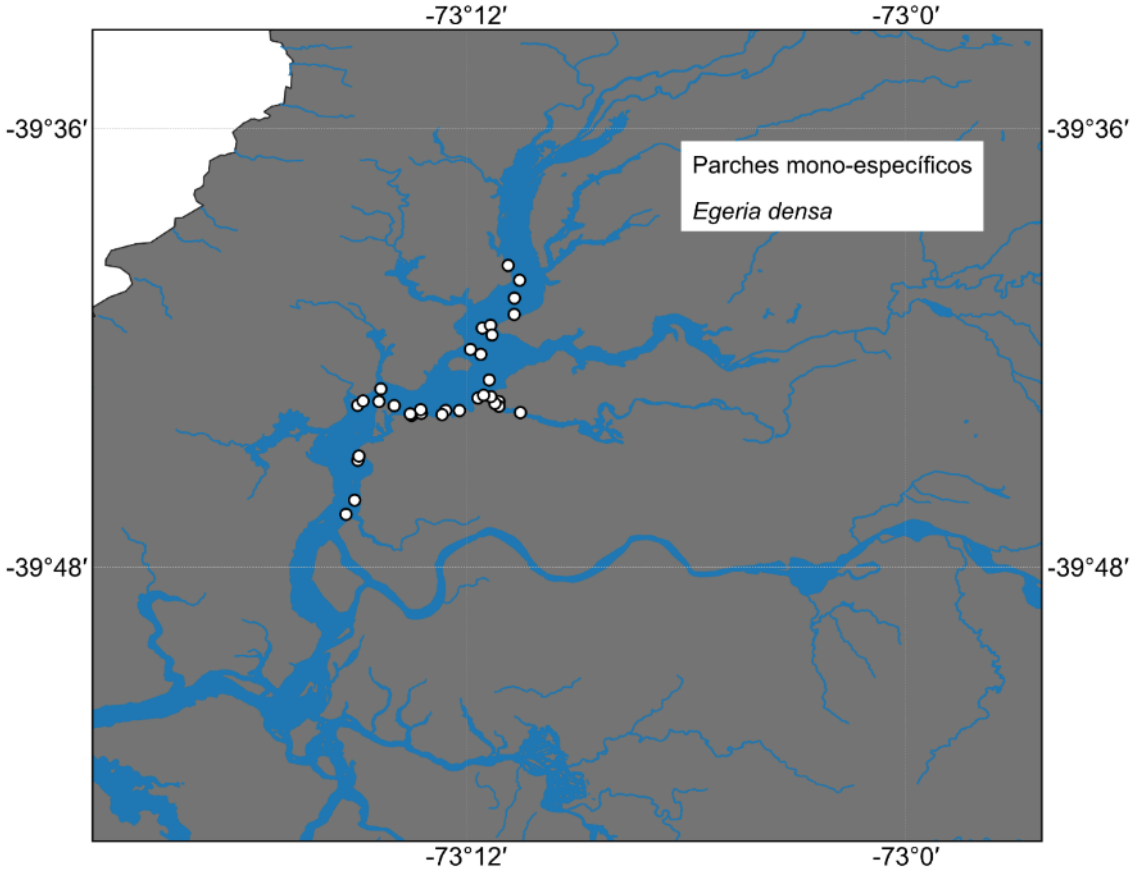


Figura 4.1.4. Puntos de muestro para la distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Luchecillo (círculos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

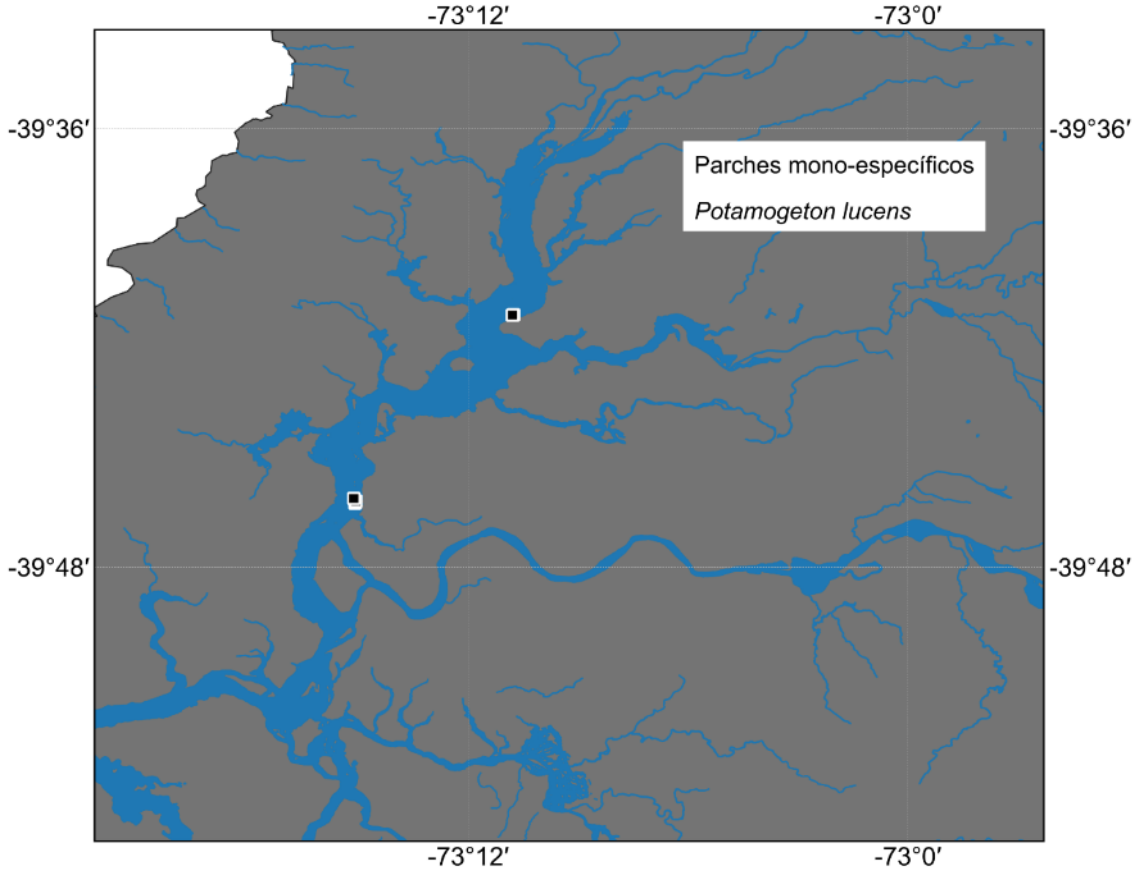


Figura 4.1.5. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro verde (cuadrados negros). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

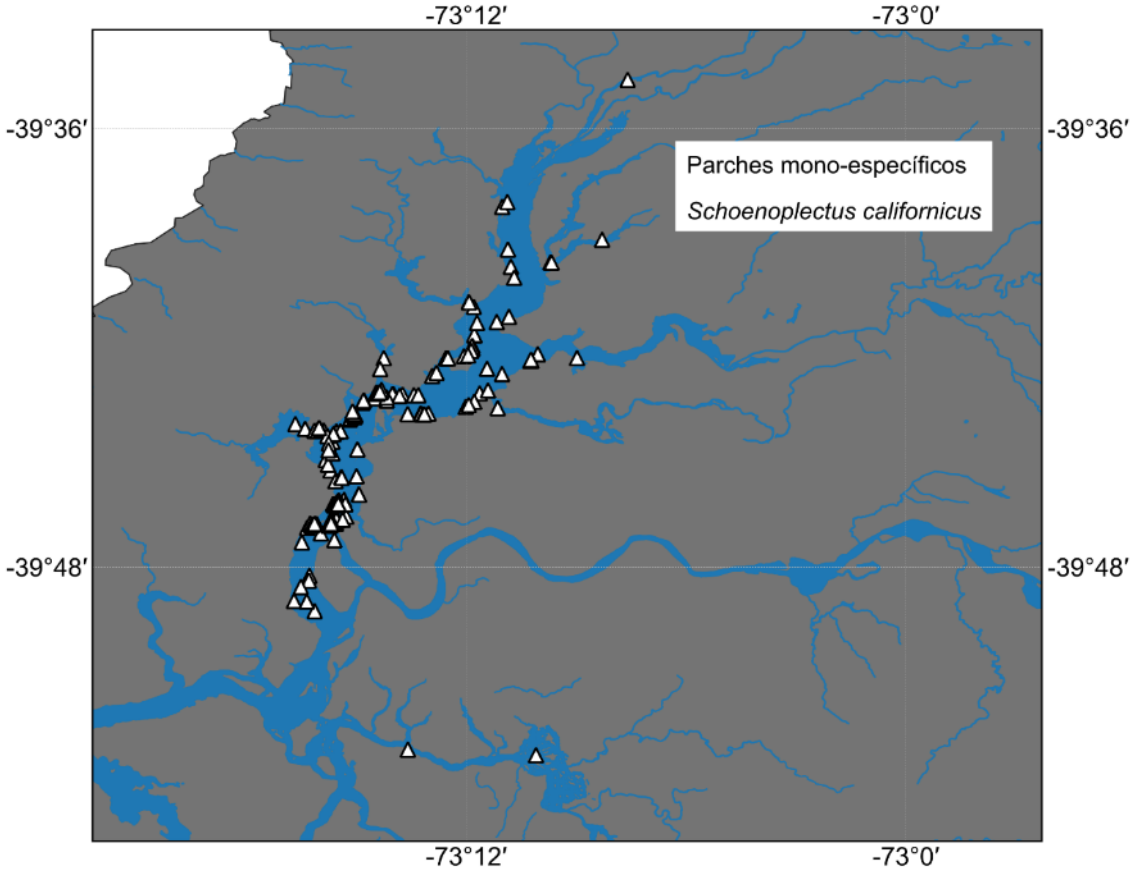


Figura 4.1.6. Puntos de muestreo utilizados para caracterizar la distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). Se ilustran mediante triángulos negros los registros históricos de los últimos 8 años, correspondientes a parches monoespecíficos. Estos se validaron contra la información disponible en imágenes de alta resolución de Google Earth Pro, e imágenes espectrales de 10 y 15 m de resolución (Landsat 8 Pancromática y Sentinel 2 respectivamente). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

Modelamiento de distribución de especies de macrófitas acuáticas

A fin de generar estimaciones espacialmente explícitas de la distribución de las macrófitas acuáticas, se ajustaron modelos de distribución para las dos especies de macrófitas estudiadas (Franklin, 2009). Se utilizaron los registros de presencia georreferenciados, en conjunto con imágenes geográficas generadas a partir del satélite Landsat 8. El ajuste de estos modelos se realizó de acuerdo a la metodología aplicada durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, lo que permite realizar

comparaciones temporales de la distribución espacial de las plantas de interés. Conforme a la metodología aplicada durante ese programa y durante el primer año del Programa de Monitoreo del humedal, se seleccionó como algoritmo de modelamiento el ajuste mediante máxima entropía (MaxEnt). De acuerdo a la literatura especializada, esta técnica de aprendizaje de máquina ("*machine learning*") se caracteriza por ser una de las que presenta mejor desempeño frente a tamaños de muestra con bajos valores de presencia de las especies estudiadas (Elith *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Elith *et al*., 2011; Valavi et al. 2022).

La comparación de múltiples métodos de modelamiento ha permitido determinar que los modelos de aprendizaje de máquinas permiten la elaboración de modelos más robustos cuando solo se cuenta con datos de presencia para una especie dada (Elith *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Elith *et al*., 2011, Phillips *et al.,* 2017). En particular, la aproximación basada en máxima entropía (MaxEnt) ha sido destacada por su éxito en el ajuste de modelos en base a registros de presencia de especies cuando el tamaño de muestra es bajo (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011, Phillips *et al.*, 2017). MaxEnt estima la distribución (rango geográfico) de una especie al encontrar la distribución que tiene máxima entropía (es decir, está más cerca de ser geográficamente uniforme), utilizando como restricción los momentos estadísticos de las variables ambientales en aquellas ubicaciones de ocurrencia registradas (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011, Phillips *et al.,* 2017). Estudios recientes han demostrado que el modelo de máxima entropía ajustado por MaxEnt puede reducirse a un proceso de Poisson heterogéneo, permitiendo una inferencia más robusta. En particular, las actualizaciones recientes han sugerido mejoras al proceso de estimación de la probabilidad de presencia de una especie en el paisaje, mediante la implementación de una transformación *cloglog* (Phillips *et al.,* 2017). De esta forma, MaxEnt entrega no solamente una estimación de los puntos donde la especie se encuentra presente, sino también una medida de la probabilidad de presencia de la especie, representada en una escala numérica acotada entre 0 y 1, que corresponde a una transformación *cloglog* de la

probabilidad de ocurrencia de la especie evaluada en el paisaje (Phillips *et al.*, 2017). Distintos estudios han determinado que este algoritmo presenta un mejor desempeño en relación a métodos similares de aprendizaje de máquina (ver, pxor ejemplo, Elith *et al*., 2006; Ortega-Huerta & Peterson, 2008), siendo particularmente eficaz incluso en situaciones en que el tamaño muestral es pequeño (Hernández *et al*., 2006; Pearson *et al*., 2007; Papes & Gaubert, 2007; Wisz *et al*., 2008, Phillips *et al.,* 2017).

La implementación del ajuste de modelos de distribución se realizó utilizando el software MaxEnt versión 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2017). Para ajustar el modelo, se emplearon los datos georreferenciados de presencia para las especies de interés. Se utilizaron las bandas 1 a 7 de la imagen Landsat 8 ilustrada en la Figura 4.1.1, al igual que el índice de vegetación normalizada (NVDI) y el índice de vegetación mejorado (EVI) y la razón entre las bandas azul y verde (bandas 2 y 3) como indicador sustituto del nivel de clorofila en el agua (Parslow & Harris, 1990; Peñuelas *et al.,* 1993). De igual manera, se construyó una máscara correspondiente a sectores cubiertos por agua utilizando el índice normalizado de agua (NDWI; Xu 2006). Esto permitió restringir el dominio de modelación a los cursos de agua principales en el área de estudio. La bondad de ajuste de los modelos, definida como la capacidad del modelo de MaxEnt para discriminar entre los sitios de presencia frente a sitios de pseudo-ausencias, se evaluó usando mediante el estadístico AUC (Area under the curve, AUC por sus siglas en inglés), que correspondiente al área bajo la curva ROC. La curva ROC, corresponde al gráfico de la proporción de falsos positivos (1-especificidad) *versus* la proporción de verdaderos positivos (sensibilidad) (Phillips & Dudik, 2008).

Para cada especie, se construyó un modelo de máxima entropía mediante un procedimiento de validación cruzada. En este procedimiento el subconjunto de datos de presencia se dividió al azar en cinco subconjuntos o “folds”. Para cada uno de estos subconjuntos o “folds” de validación cruzada, se ajustó un modelo usándolo como set de prueba y usando a su vez todos los subconjuntos restantes como set de entrenamiento,

permitiendo así una mayor robustez en la estimación, particularmente para tamaños muestrales bajos (Elith *et al.,* 2011). Una vez ajustados los modelos para cada uno de los cinco subconjuntos de validación cruzada, estos se promediaron, entregando un modelo promedio. Este modelo entrega una medida de la idoneidad del hábitat, en una escala logística que toma valores entre 0 y 1. A fin de determinar aquellos pixeles en los que cada especie se encontraba presente, se consideraron como pixeles sin presencia de la especie los que presentaron valores por debajo de un umbral correspondiente a la máxima especificidad y sensibilidad en el subconjunto de validación (Phillips *et al.,* 2006; Phillips & Dudik, 2008). De esta forma, se pudo representar la distribución de cada especie de macrófita, junto con una medida de la idoneidad del hábitat en cada pixel. La superficie de idoneidad obtenida para el periodo 2023-2025 se comparó con las superficies de periodos anteriores, visualizando la serie de tiempo de las proyecciones cartográficas sucesivas en estos 11 intervalos de muestreo.

Calibración de modelos predictivos de biomasa

Para caracterizar la relación entre las distintas capas de información geográfica y la biomasa en pie, se construyó una base de datos multivariada, considerando como predictores las distintas capas de datos consideradas en las secciones anteriores. Así, para cada una de las resoluciones espaciales (30, 15 y 10 metros) se extrajeron los valores de las capas de información geográfica para cada uno de los puntos con colecta y estimación de biomasa, al igual que en los puntos geo referenciados con biomasa cero. En estos puntos se extrajo además el valor predicho de idoneidad de hábitat de acuerdo con MaxEnt (MXNT). Para ello, se calibraron y validaron tres nuevos modelos de distribución para cada especie utilizando los registros georreferenciados de presencia, en conjunto con las capas de sensores remotos generados a partir del satélite Landsat 8, la imagen interpolada Landsat 8 y el satélite Sentinel 2. Todas fueron proyectadas a un único sistema de coordenadas geográficas de referencia, con el datum WGS 84. Este procedimiento consistió en la extracción de tres bandas correspondientes a la luz visible de color rojo, verde y azul (correspondientes a las bandas 4, 3 y 2 en las imágenes Landsat y Sentinel 2). Estas tres bandas de información se complementaron con dos índices de vegetación. El

primer índice, el *green red ratio index* (GRRI) fue propuesto por Ritchie *et al.,* (2010), y corresponde a la razón entre la banda de luz verde y la banda de luz roja: GRRI = G/R (ecuación 1), donde G corresponde a la reflectancia de la banda de luz verde y R corresponde a la reflectancia de la banda de luz roja. El segundo índice, es el *green-red vegetation index* (GRVI) propuesto por Motohka *et al.,* (2010), emplea una estructura similar al índice normalizado de vegetación, pero utiliza las bandas verde y roja en lugar del infrarrojo cercano y el rojo: GRVI= (G-R)/(G+R) (ecuación 2). Usando estas cinco capas de SIG, junto con los registros de ocurrencia geo referenciada de Luchecillo, se construyeron modelos de distribución. La Figura 4.1.7 resalta las principales etapas de la estrategia de análisis empleada para generar estimaciones de biomasa en pie (g m^{-2}) de Luchecillo. Esta estrategia emplea tanto datos de terreno como información de sensores remotos, para construir modelos cuantitativos mediante algoritmos estadísticos y de aprendizaje de máquinas (*machine learning* o ML por sus siglas en inglés).

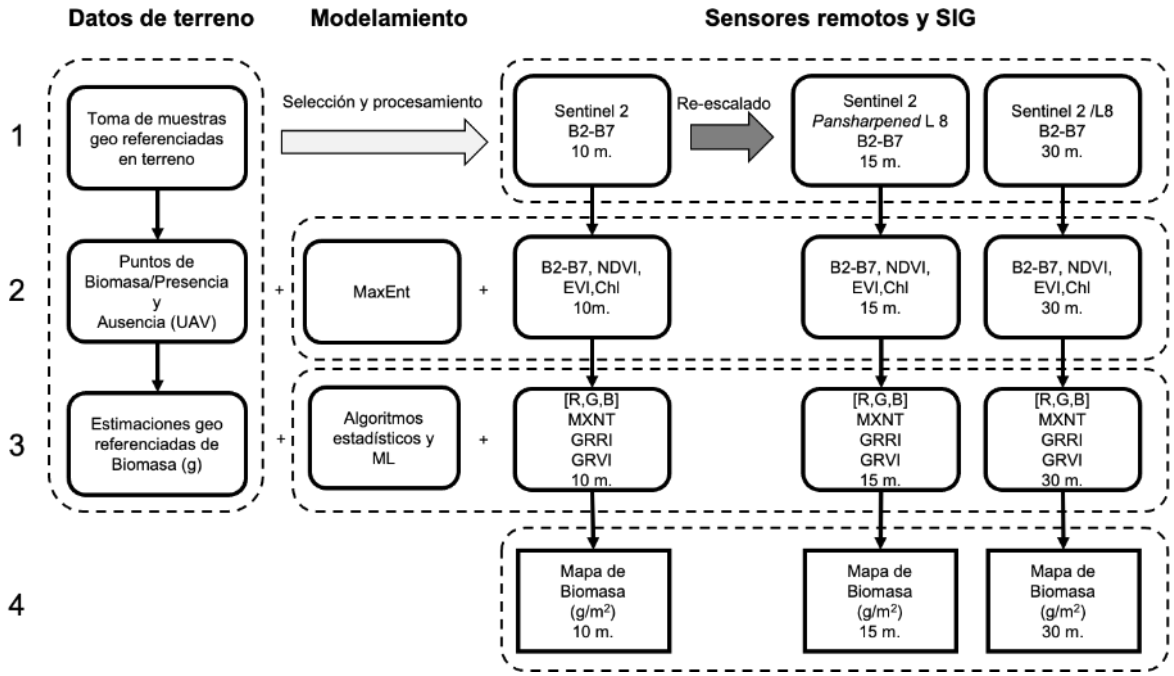


Figura 4.1.7. Esquema metodológico para el análisis y modelamiento de datos de biomasa de *Egeria densa* (Luchecillo). Se ilustran las cuatro etapas de análisis.

Brevemente, las etapas de análisis son las siguientes:

- Adquisición y procesamiento de muestras y datos de sensores remotos. Los datos de sensores remotos últimos se procesan para extraer las bandas de información correspondientes al rojo, verde y azul [R, G, B], al igual que índices de vegetación (NDVI, EVI, proxy de Clorofila a, GRRI y GRVI, ver detalles más adelante). La primera etapa considera la toma de muestras en terreno y sobrevuelos con dron, los que se procesan en los entornos de Sistema de Información Geográfica *Quantum Gis* y *Google Earth Pro*, para complementar las coordenadas de parches de vegetación monoespecífica identificados en terreno con puntos consistentes que se identifican en las imágenes de dron. Además, esta etapa contempla la búsqueda de imágenes satelitales, seguida de la descarga y procesamiento a valores de reflectancia atmosférica superior. Dada la alta cobertura de nubes para el área de estudio en las fechas de muestreo y sobrevuelo de la misión Landsat 8, esta etapa consideró además el procesamiento de las imágenes de la misión Sentinel 2 para re-escalarlas a las resoluciones de 30 y 15 metros (correspondientes a imágenes de la misión Landsat 8 e imágenes de la banda pancromática de la misión Landsat 8 respectivamente)
- Ajuste de modelos de distribución mediante el uso de las bandas de luz visible, infrarroja e índices de vegetación (Bandas 2 a 7, e índices NDVI, EVI y proxy de clorofila). Estas bandas, junto con la información espacialmente explicita de presencia y ausencia de Luchecillo permitieron estimar a cada resolución espacial un modelo de distribución (MXNT), utilizando para ello el algoritmo de aprendizaje de máquinas MaxEnt (Phillips *et al.,* 2004).
- Ajuste de modelos de biomasa. En esta etapa, se utilizaron 5 capas de información multiespectral (bandas 2, 3 y 4, correspondientes a los colores rojo, verde y azul, junto con los índices de vegetación GRRI y GRVI). A estas cinco capas de información se sumó la proyección de probabilidad de ocurrencia de Luchecillo como una sexta capa de información (MXNT). Estas 6 capas se cruzaron con los datos geo-referenciados de biomasa de Luchecillo, para generar una base de datos

para el entrenamiento de modelos de biomasa. Se emplearon cuatro algoritmos: modelos lineales (LM), modelos lineales generales (GLM), modelos aditivos generales (GAM) y bosques aleatorios de árboles de clasificación y regresión o *Random Forest* (RF) (Breiman 2001, Venables & Ripley, 2002; Bühlmann & Hothorn, 2007, Bühlmann & Hothorn, 2007; Wood, Pya & Säfken, 2016).

- Finalmente, se realizó la proyección espacial de biomasa en pie a partir de los mejores modelos, generando estimaciones espacialmente explicitas de la biomasa en pie (g m^{-2}) a tres resoluciones espaciales: 30, 15 y 10 metros.

Así, el procesamiento de la información geoespacial y de terreno nos permitió contar con tres bases de datos, a las tres resoluciones indicadas (30, 15 y 10 metros), donde se contó con valores de R, G, B, GRRI, GRVI y MXNT. Una vez construidas estas bases de datos, para cada una de ellas se ajustaron los siguientes modelos: (i) regresión lineal múltiple, ajustada mediante la función "*lm*" en el entorno de cómputo R. (ii) regresión no lineal ajustada mediante modelos aditivos generales (*GAM*), ajustada mediante la librería "*caret*" (Kuhn & Johnson 2013) en el entorno de cómputo R. (iii) regresión mediante modelos lineales generales (*GLM*)), ajustada mediante la librería "*caret*" (Kuhn & Johnson 2013) en el entorno de cómputo R. y (iv) bosque aleatorio de árboles de regresión, ajustada mediante el algoritmo *Random Forest* (RF) en la librería "*caret*" (Kuhn & Johnson 2013) en el entorno de cómputo R. El ajuste de estos cuatro modelos se repitió usando datos transformados a escala logarítmica, usando la función log1p, que para un valor *x* entrega el logaritmo en base natural de la transformación (*x*+1) (Becker *et al.,* 1988). De esta manera, para cada una de las tres resoluciones espaciales, se ajustaron 8 modelos para la relación entre biomasa y las 6 capas predictoras de SIG. Para los modelos GAM, GLM y RF, el ajuste se realizó usando validación cruzada con 10 subconjuntos o "*folds*" de validación, seleccionando el modelo con mejor ajuste como el modelo final. La excepción fue en el caso de *P. pusillus*, especie en la que por tener muy pocos registros de biomasa, se utilizaron 3 subconjuntos. El ajuste se evaluó utilizando como métrica de desempeño el error cuadrático medio (RMSE). Además, se calculó el coeficiente de determinación

para el modelo de regresión lineal y el modelo lineal general (R^2). Para los modelos restantes, se usó el porcentaje de *deviance* explicado por el modelo (GAM), o la correlación entre las predicciones y los valores originales de biomasa elevado al cuadrado (RF). En base a esto se seleccionaron los mejores modelos y se aplicó a las capas correspondientes para así generar predicciones espacialmente explícitas de la biomasa, valores medios, mínimos y máximos de biomasa fresca para cada combinación de resolución espacial (30, 15 y 10 metros) y transformación de la biomasa (aritmética *vs.* logarítmica). Tras la selección de los modelos con mejor ajuste, se estimó la biomasa en pie (g m^{-2} o toneladas métricas de peso seco) utilizando los valores medios estimados de biomasa por metro cuadrado y la distribución de presencia predicha para el Luchecillo, utilizando el modelo de distribución ajustado en la etapa de modelamiento de biomasa. Para ello, se utilizó el umbral de máxima sensibilidad y especificidad en el subconjunto de validación (MSS). Los resultados obtenidos se compararon con las estimaciones de biomasa fresca (g m^{-2}) y biomasa en pie (toneladas métricas de peso seco) obtenidas en informes anteriores. En particular, para el Luchecillo, se compararon los resultados del presente estudio con los datos obtenidos mediante modelamiento de biomasa en base a imágenes de sensores remotos para las temporadas de verano de 2019, 2020, 2021, 2022, 2023 y 2024 (presente estudio). La estimación de biomasa en pie del verano del 2019 se basó en modelos de biomasa estimados a partir de imágenes captadas mediante UAV y modelos de distribución en base a imágenes satelitales, mientras que todas las demás estimaciones de biomasa en pie de Luchecillo se basan en modelos de biomasa y modelos de distribución ajustados a partir de imágenes satelitales

RESULTADOS

ESTIMACION DE DISTRIBUCIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS

Obtención de imágenes, procesamiento y corrección radiométrica

Como se indicó anteriormente, se logró contar dos imágenes satelitales adecuadas para los fines del presente análisis y correspondientes a las imágenes captadas los días 12 y 13 de marzo de 2025 para las misiones Landsat 8) y Sentinel 2 respectivamente. La imagen Landsat 8 del 12 de marzo de 2025 se interpoló a una resolución de 15 metros, permitiendo contar con tres resoluciones espaciales (Fig. 4.1.1 a 4.1.3).

Registros de parches monoespecíficos de macrófitas acuáticas

El análisis de las imágenes georreferenciadas obtenidas mediante sobrevuelos de UAV a lo largo del humedal, permitió obtener 15 ortomosaicos de diferentes sectores del humedal. En la Tabla 4.1.3 se detalla el número de observaciones obtenidas para los registros georreferenciados de parches monoespecíficos.

Tabla 4.1.3. Número de observaciones de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. La Tabla muestra para las seis especies de interés, el número de presencias observadas mediante registros georreferenciados en parches monoespecíficos.

especie	registros en parches monoespecíficos
Egeria densa (Luchecillo)	33
Potamogeton lucens (Huiro verde)	5
Schoenoplectus californicus (Totora)	183

A diferencia de años anteriores, la baja cobertura y distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) no permitieron contar con registros de parches dominantes de gran tamaño (30 metros o más de diámetro) a lo largo del HRC. Por otra parte, pese al bajo número de registros de parches dominantes de gran tamaño de *Potamogeton lucens*

(Huiro verde) se decidió realizar el modelamiento a fin de contar con un registro de la idoneidad de hábitat.

Modelamiento de distribución de macrófitas acuáticas

Las observaciones de presencias georreferenciadas, en conjunto con las capas de información derivadas de sensores remotos, permitieron generar modelos de distribución para las 2 especies estudiadas. De manera similar a las campañas anteriores, la bondad de ajuste de los modelos ajustados se evaluó mediante el uso del estadístico correspondiente al área bajo la curva característica operativa del receptor ("*Receiver Operating Characteristic curve*" o ROC). Este estadístico, el área bajo la curva ROC ("*Area under the curve*", o AUC de acuerdo con sus siglas en inglés), corresponde a la estimación del área bajo la curva de Sensitividad (1-Tasa de Omisión) *versus* (1- Especificidad) o la proporción de área predicha por el modelo. En todas las especies, se observaron valores de AUC superiores a 0.8, indicando un muy buen ajuste a la información disponible (Tabla 4.1.4). Si bien todos los modelos ajustados presentan un buen grado de ajuste - con valores de AUC de entrenamiento cercanos o superiores a 0.9 en su mayoría, se observó que los valores de AUC en los subconjuntos de validación fueron levemente menores, observándose diferencias que varían entre 0.004 y 0.04, indicando que clasificación obtenida mediante estos modelos es robusta, pese a las diferencias en estrategia muestral y disponibilidad de datos respecto a años previos.

Tabla 4.1.4. Valores de AUC observados para los modelos de calibración y validación generados a 30 metros de resolución. Se indican los valores de AUC observados para los modelos de distribución elaborados en base a la imagen satelital obtenida por la misión Sentinel 2 y re-escalados a la resolución de una imagen Landsat 8 (30 m). Se ilustran los tamaños de muestra y los valores de AUC medio observados, tanto para el subconjunto de calibración o entrenamiento como para el subconjunto de validación o prueba. De igual forma se entrega el valor del umbral de corte utilizado. Este corresponde al estadístico MSS, calculado como la suma máxima de la sensitividad y especificidad en el subconjunto de evaluación. Se reportan los resultados promedio obtenidos mediante las presencias registradas a través de observaciones de parches monoespecíficos usando 5 validaciones cruzadas, con excepción del Huiro de agua dulce, donde se usaron 3 validaciones cruzadas.

	calibración		**validación**		
especies	**N**	**AUC**	**N**	**AUC**	**MSS**
parches mono específicos					
Egeria densa (Luchecillo)	26	0.952	7	0.920	0.331
Potamogeton lucens (Huiro verde)	4	0.925	1	0.915	0.723
Schoenoplectus californicus (Totora)	146	0.963	37	0.960	0.247

Los resultados obtenidos en las curvas ROC promedio se ilustran través de las Figuras 4.1.8 a 4.1.10. En ellas, así como en la Tabla 4.1.4 se puede apreciar que en general hay un rango de valores de AUC observados altos, los cuales corresponden a modelos con un buen ajuste a los datos empleados para calibrar el modelo, observando el valor más bajo en el caso del Huiro verde (AUC = 0.915) y el más alto la Totora (AUC = 0.96). Para resumir las curvas ajustadas en cada una de las iteraciones de la validación cruzada, la información se utilizó un ajuste de modelo aditivo generalizado (gam por sus siglas en inglés), permitiendo estimar el intervalo de confianza de 95% para el valor medio de la curva ROC. En todas las especies de macrófitas estudiadas, los valores de AUC se vieron acompañados de curvas ROC muy homogéneas a través de las cinco validaciones cruzadas, indicando una alta consistencia en la clasificación hecha por el modelo a través de todas las réplicas realizadas.

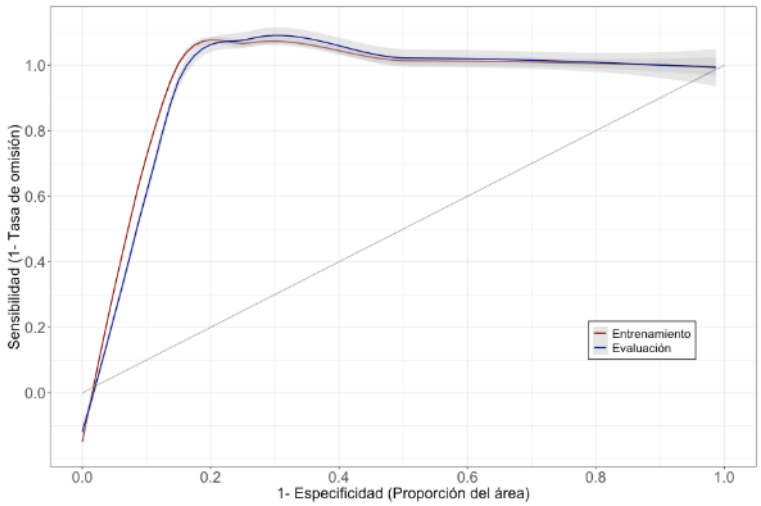


Figura 4.1.8. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2023).

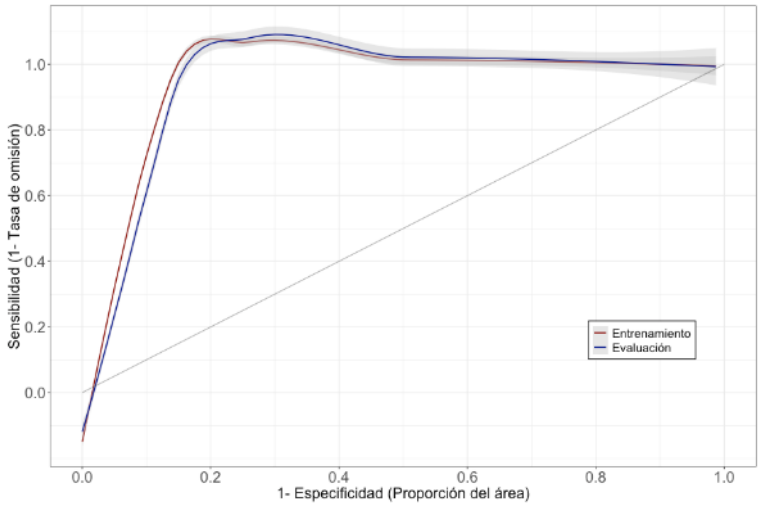


Figura 4.1.9. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2023).

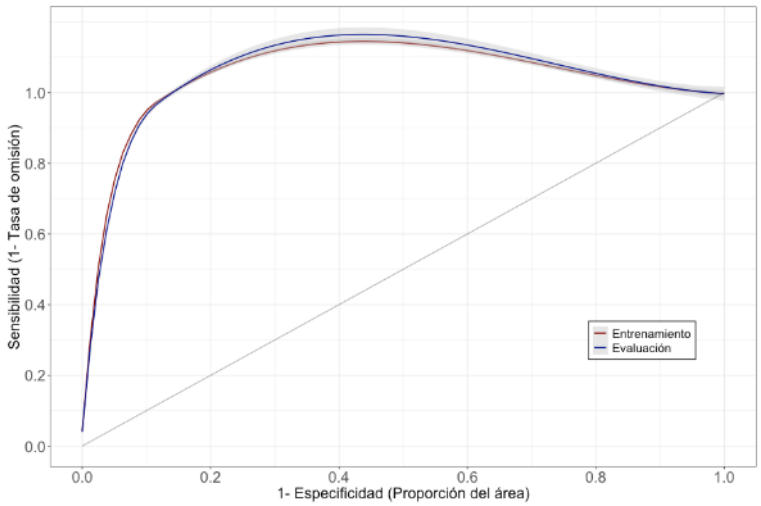


Figura 4.1.10. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2023).

Los resultados obtenidos corroboran lo observado en el Programa de Diagnóstico y durante el Programa de Monitoreo, indicando que la información contenida en las imágenes satelitales permite una buena aproximación al modelamiento de la distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas. En esta fecha de estudio se observa que el AUC observado es mayor a 0.9 en todos los casos. Dado el buen ajuste, se procedió a generar las proyecciones de los mapas de distribución ajustados para todas las especies estudiadas, que se presentan en las Figuras 4.1.11 a 4.1.13. En general, para todas estas especies se aprecia una distribución heterogénea, donde en general aquellos parches o sectores de mayor idoneidad ambiental se encuentran asociados a sectores ribereños o someros. Así, las distribuciones espaciales estimadas se caracterizaron por presentar una distribución extensa y parchosa o heterogénea de las áreas idóneas para las diferentes especies a lo largo del humedal. En particular, *Egeria densa* (Luchecillo), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) y *Schoenoplectus californicus* (Totora), se caracterizan por presentar una distribución heterogénea de hábitat favorable a lo largo de todo el humedal del río Cruces. En particular, las áreas con mayor profundidad se caracterizan por una baja idoneidad para *Egeria densa* (Luchecillo) (Fig. 4.1.11), *Potamogeton lucens* (Huiro verde)

(Fig. 4.1.12) y *Schoenoplectus californicus* (Totora) (Fig. 4.1.13), mientras la mayor idoneidad se aprecia en sectores someros o ribereños. En el caso del Luchecillo, la distribución predicha en la zona central del humedal refleja la amplia distribución de parches con vegetación, y en algunos casos restringidos a zonas como el cantil del humedal. Para el Huiro verde, el modelo ajustado muestra sobre-predicción de la distribución de la especie en los sectores de Santo Domingo y al sur del HRC, lo que probablemente refleje la muy baja abundancia y distribución de esta especie (ver Fig. 4.1.12),

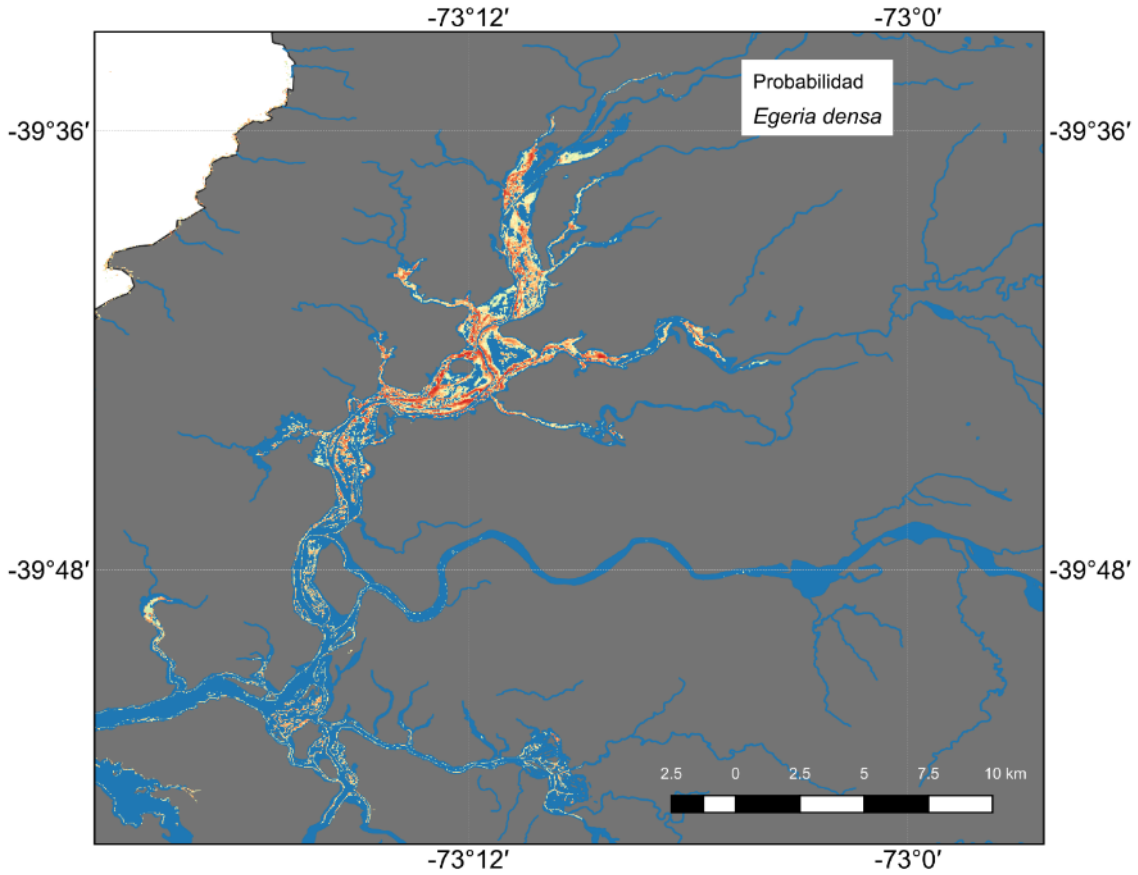


Figura 4.1.11. Distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) (período estival 2024-2025). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes satelitales Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

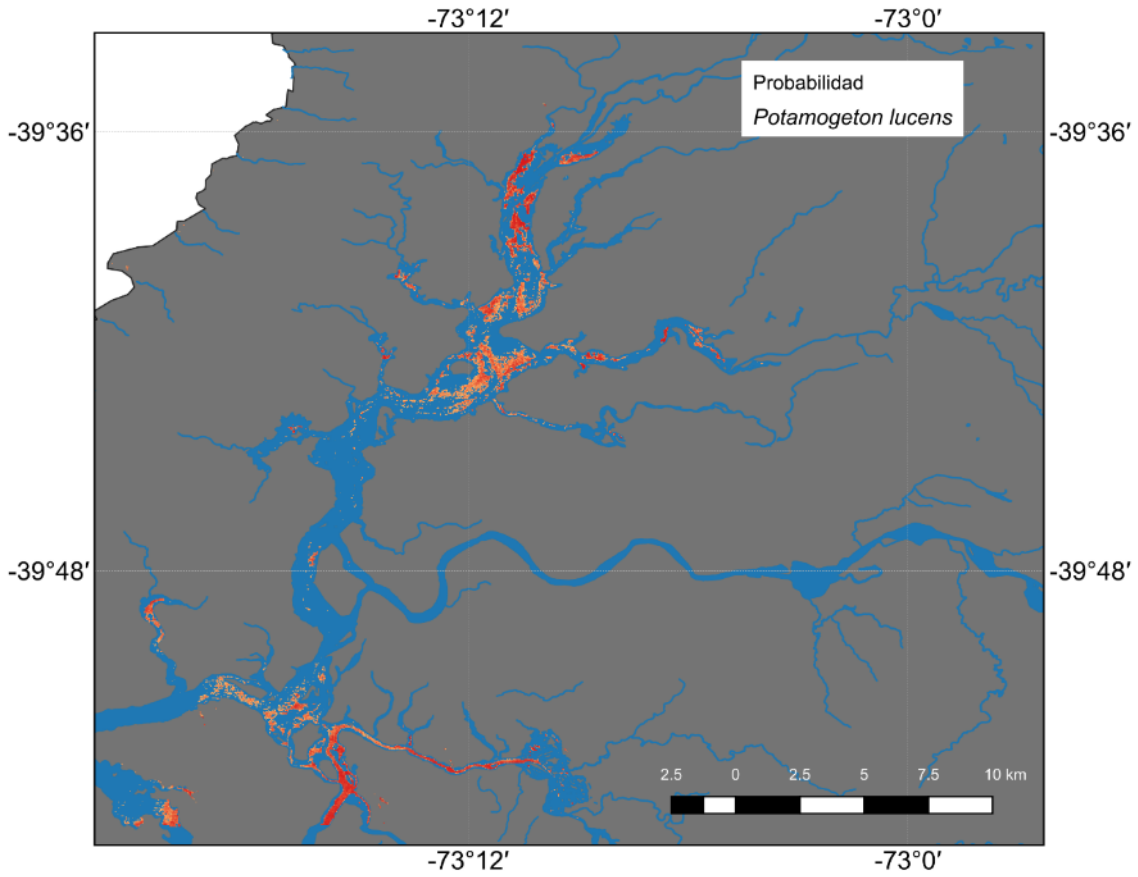


Figura 4.1.12. Distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) (período estival 2024-2025). La Figura ilustra la presencia del Huiro verde, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches multi y monoespecíficos e imágenes satelitales Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

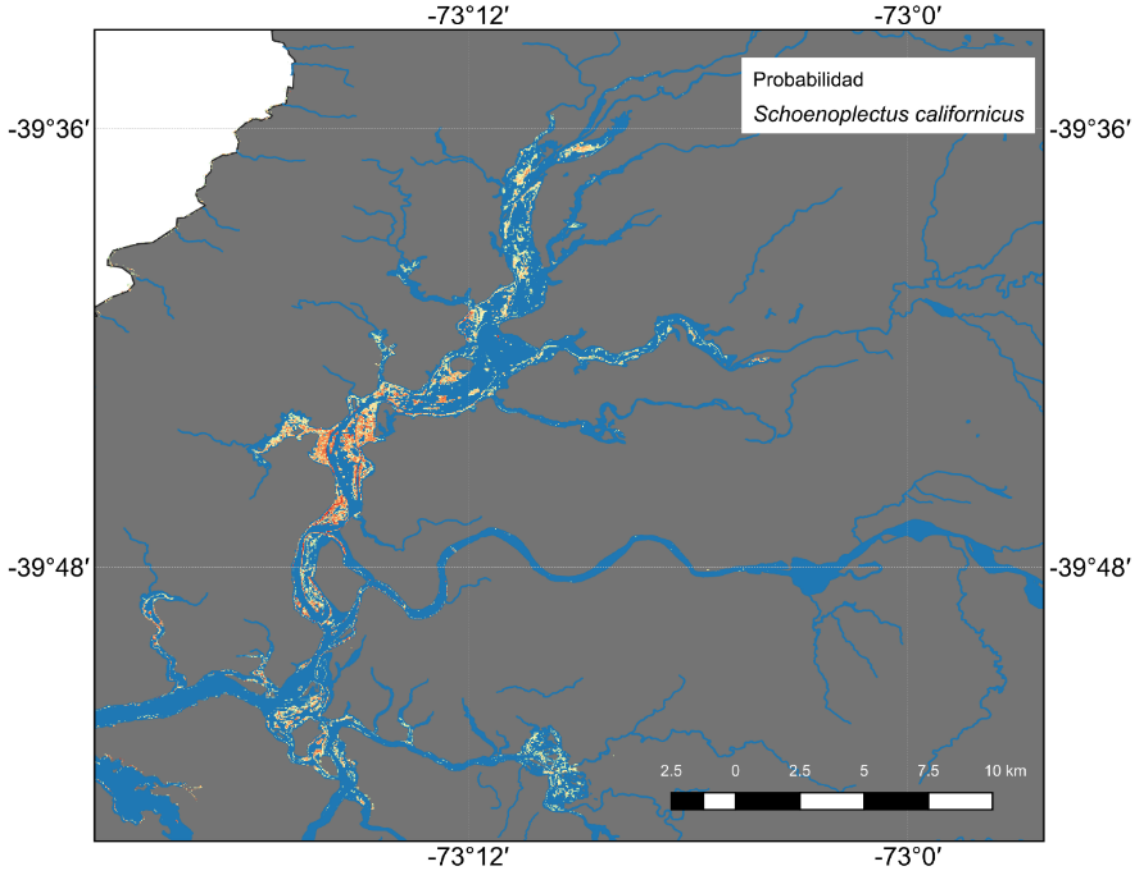


Figura 4.1.13. Distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) (período estival 2024-2025). La Figura ilustra la presencia de la Totora, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes satelitales Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

Análisis de variabilidad temporal en la distribución de especies de macrófitas acuáticas

Para evaluar la presencia de tendencias temporales en la distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas, se analizan los resultados del re-entrenamiento y proyección de los modelos de distribución para las distintas especies en los periodos correspondientes al Programa de Diagnóstico y a los diez primeros años del Programa de Monitoreo (2015 – 2025). Las Figuras 4.1.14 a 4.1.16 ilustran la variación espacial y temporal observadas para cada una de las macrófitas acuáticas estudiadas en los Programas de Diagnóstico y Monitoreo y el presente estudio. Estas figuras ilustran las distribuciones espaciales de la idoneidad de hábitat ajustadas mediante la metodología indicada anteriormente. Cabe destacar que, a escala interanual, se evidencia que la idoneidad ambiental es altamente dinámica en las especies estudiadas. En el caso particular del Huiro verde (*Potamogeton lucens*), se debe tener en cuenta que el bajo tamaño muestral observado en los últimos años puede llevar a una sobre-estimación de la distribución espacial.

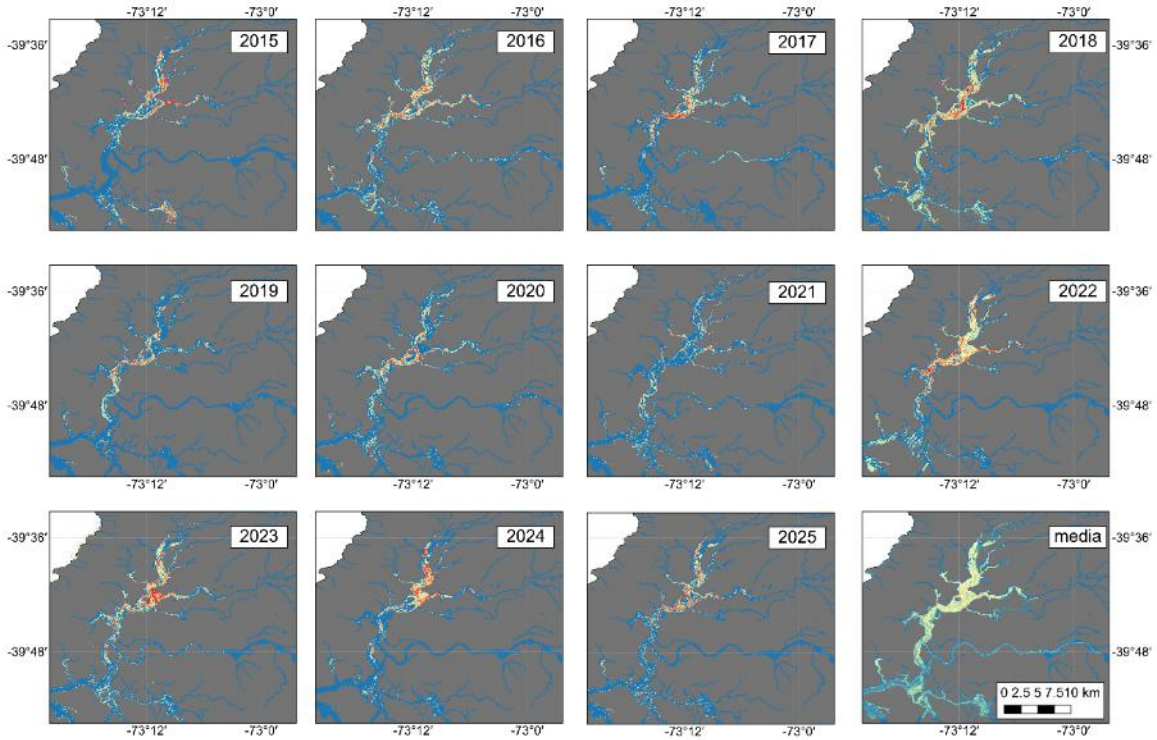


Figura 4.1.14. Serie de tiempo de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). Los mapas ilustran la presencia del Luchecillo, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de las Figuras 4.1.11 a 4.1.13. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

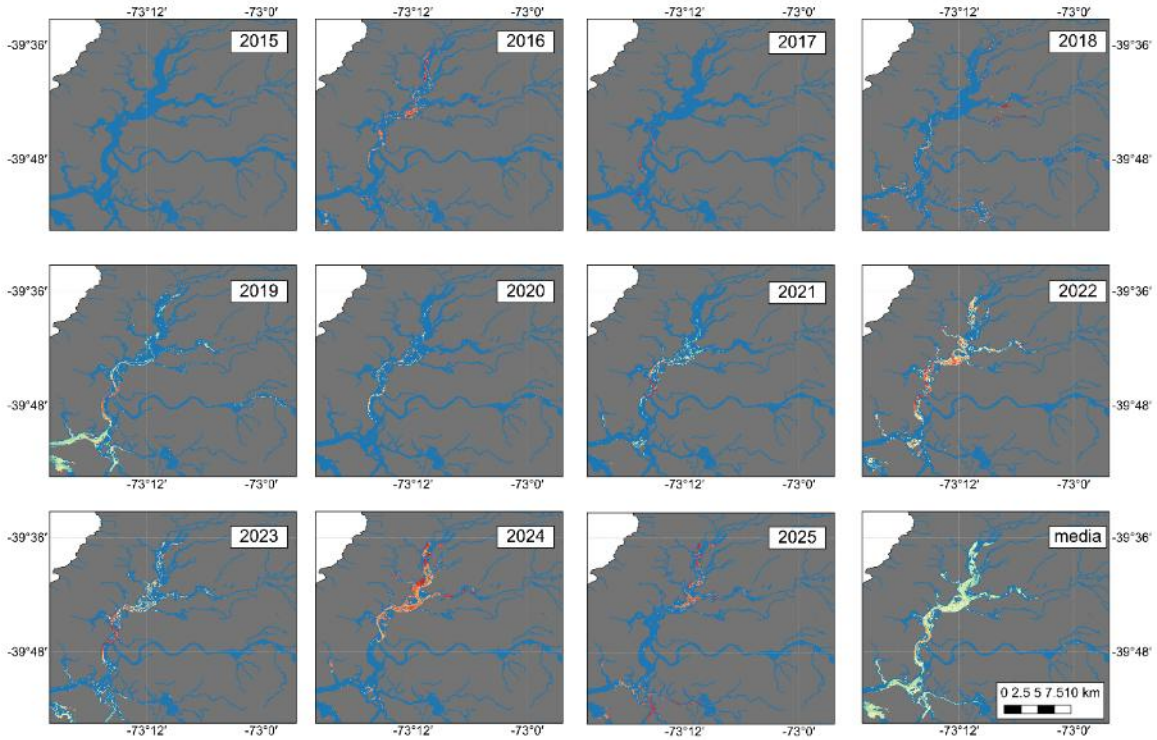


Figura 4.1.15. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). Los mapas ilustran la presencia del Huiro verde, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de las Figuras 4.1.11 a 4.1.13. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

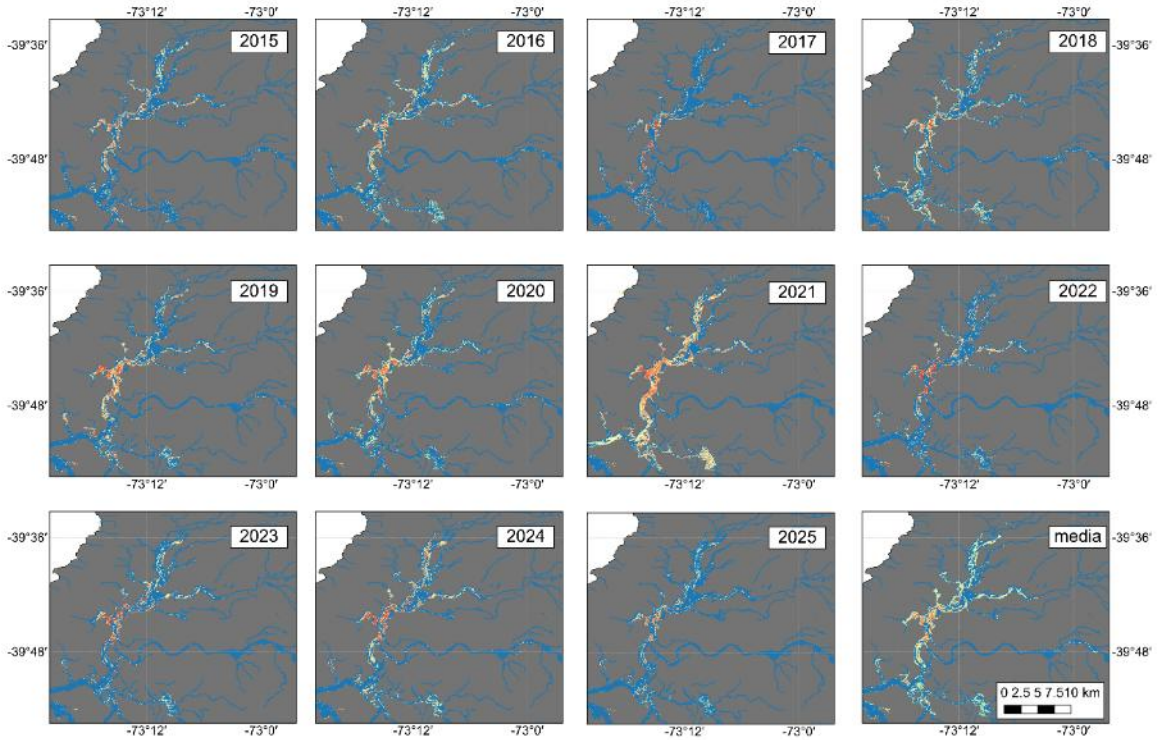


Figura 4.1.16. Serie de tiempo de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). Las Figuras a - g ilustran la presencia de la Totora, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de las Figuras 4.1.11 a 4.1.13. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

4.1.2 ESTIMACION DE BIOMASA DE LUCHECILLO MEDIANTE SENSORES REMOTOS

Estimación de la biomasa en pie (*Standing Stock*) de Luchecillo y macrófitas acuáticas dominantes mediante análisis de imágenes de sobrevuelos de UAV e imágenes satelitales

Modelos de distribución de Luchecillo y macrófitas acuáticas dominantes

El ajuste de los modelos de distribución en base a las bandas espectrales de luz visible y los dos índices de vegetación derivados fue exitoso para la mayoría de los 3 modelos entrenados, obteniendo en general valores buenos o muy buenos. La Tabla 4.1.5 resume las estadísticas de bondad de ajuste para los modelos de distribución para el Luchecillo a distintas resoluciones espaciales, donde se aprecia un buen ajuste en los modelos de distribución de Luchecillo, con valores entre 0.937 y 0.978. Los resultados obtenidos para el Luchecillo son consistentes con la experiencia previa tanto en el programa de monitoreo como en estudios previos de modelamiento de distribución de estas especies, corroborando la utilidad del ajuste de modelos de distribución en base a información espectral para elaborar capas de probabilidad de presencia de hábitat de esta especie.

Tabla 4.1.5. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos MaxEnt para el Luchecillo, macrófita acuática dominante. Se ilustra para las 3 bases de datos el tamaño de muestra y AUC obtenidos para los subconjuntos de calibración y validación. Los valores de AUC corresponden al promedio de los 5 modelos ajustados mediante validación cruzada. Se indica la desviación estándar del AUC a través de los 5 modelos de validación (SD).

Especie	Modelo	Calibración		Validación		
		N	AUC	N	AUC	SD
Egeria densa (Luchecillo)	L8 30 m	26	0.9296	7	0.915	0.019
	L8 15 m	26	0.981	7	0.977	0.001
	S2	26	0.945	7	0.931	0.029

Los mejores ajustes se observaron para las coberturas obtenidas a partir de las imágenes Landsat 8 pancromático y Sentinel 2, con las más altas resoluciones (AUC de validación superior a 0.93 en ambos casos).

Calibración de modelos predictivos de biomasa

Una vez ajustados los distintos modelos de cobertura de Luchecillo, Huiro de agua dulce y Huiro verde, se procedió a generar el conjunto de datos de biomasa y las capas predictoras. La bondad de ajuste obtenida para los distintos modelos y métodos de ajuste se ilustra en la Tabla 4.1.6. En todos los casos, los modelos ajustados mediante *Random Forest* lograron maximizar el coeficiente de determinación (R^2), y minimizar el valor del error cuadrático medio (RMSE). Por ello, y tomando como base estos resultados, se procedió a proyectar los valores de biomasa utilizando los modelos ajustados mediante el algoritmo *Random Forest*. De manera similar a lo realizado en informes anteriores, se compararon los resultados obtenidos para los modelos ajustados con datos en escala aritmética con las proyecciones de los modelos ajustados con datos en escala logarítmica, a través de las tres resoluciones espaciales estudiadas (30, 15 y 10 metros) para los modelos ajustados mediante las capas SIG de los dos satélites (L8, L8 y S2 respectivamente). En la Figura 4.1.17 se ilustran los resultados observados al proyectar la biomasa de Luchecillo en base a los mejores modelos ajustados.

Tabla 4.1.6. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Luchecillo (*Egeria densa*). La Tabla muestra la bondad de ajuste para las tres bases de datos de SIG correspondientes a la imagen Landsat 8 a 30 m (L 8), la imagen Landsat 8 a 15 m (L 8 15 m) y a la imagen Sentinel 2 a 10 m (S2). Para cada base de datos se muestran los resultados obtenidos en base a los datos crudos (escala aritmética) o a los datos transformados mediante log10(x+1) (escala logarítmica). Se reportan los resultados del ajuste de regresión mediante regresión lineal (LM), modelo general aditivo (GAM), modelo lineal general (GLM) y *Random Forest* (RF). Se entregan las variables usadas para construir el mejor modelo para cada método, y los valores del coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE). Los asteriscos y texto en negrita destacan los modelos con mejor ajuste (menor RMSE y mayor R^2).

Predictor	Resolución (m)	Escala	Modelo	Variables	R^2	RMSE	
L8	30	Aritmética	LM	Full	0.465	875.76	
L8	30	Aritmética	GLM	Full	0.483	875.76	
L8	30	Aritmética	GAM	B2+MXNT	0.511	831.93	
L8	**30**	**Aritmética**	**RF**	**Full**	**0.892**	**444.33**	*
L8	30	Logarítmica	LM	Full	0.656	1.63	
L8	30	Logarítmica	GLM	Full	0.667	1.63	
L8	30	Logarítmica	GAM	B2+MXNT	0.744	1.38	
L8	**30**	**Logarítmica**	**RF**	**Full**	**0.953**	**0.63**	*
L8	15	Aritmética	LM	Full	0.465	875.76	
L8	15	Aritmética	GLM	Full	0.483	875.76	
L8	15	Aritmética	GAM	B2+MXNT	0.511	831.93	
L8	**15**	**Aritmética**	**RF**	**Full**	**0.896**	**415.38**	*
L8	15	Logarítmica	LM	Full	0.656	1.63	
L8	15	Logarítmica	GLM	Full	0.667	1.63	
L8	15	Logarítmica	GAM	B2+MXNT	0.744	1.37	
L8	**15**	**Logarítmica**	**RF**	**Full**	**0.957**	**0.61**	*
S2	10	Aritmética	LM	Full	0.254	1034.02	
S2	10	Aritmética	GLM	Full	0.28	1034.02	
S2	10	Aritmética	GAM	B4+MXNT	0.387	916.69	
S2	**10**	**Aritmética**	**RF**	**Full**	**0.867**	**503.44**	*
S2	10	Logarítmica	LM	Full	0.426	2.11	
S2	10	Logarítmica	GLM	Full	0.446	2.11	
S2	10	Logarítmica	GAM	B4+MXNT	0.534	1.88	
S2	**10**	**Logarítmica**	**RF**	**Full**	**0.909**	**0.95**	*

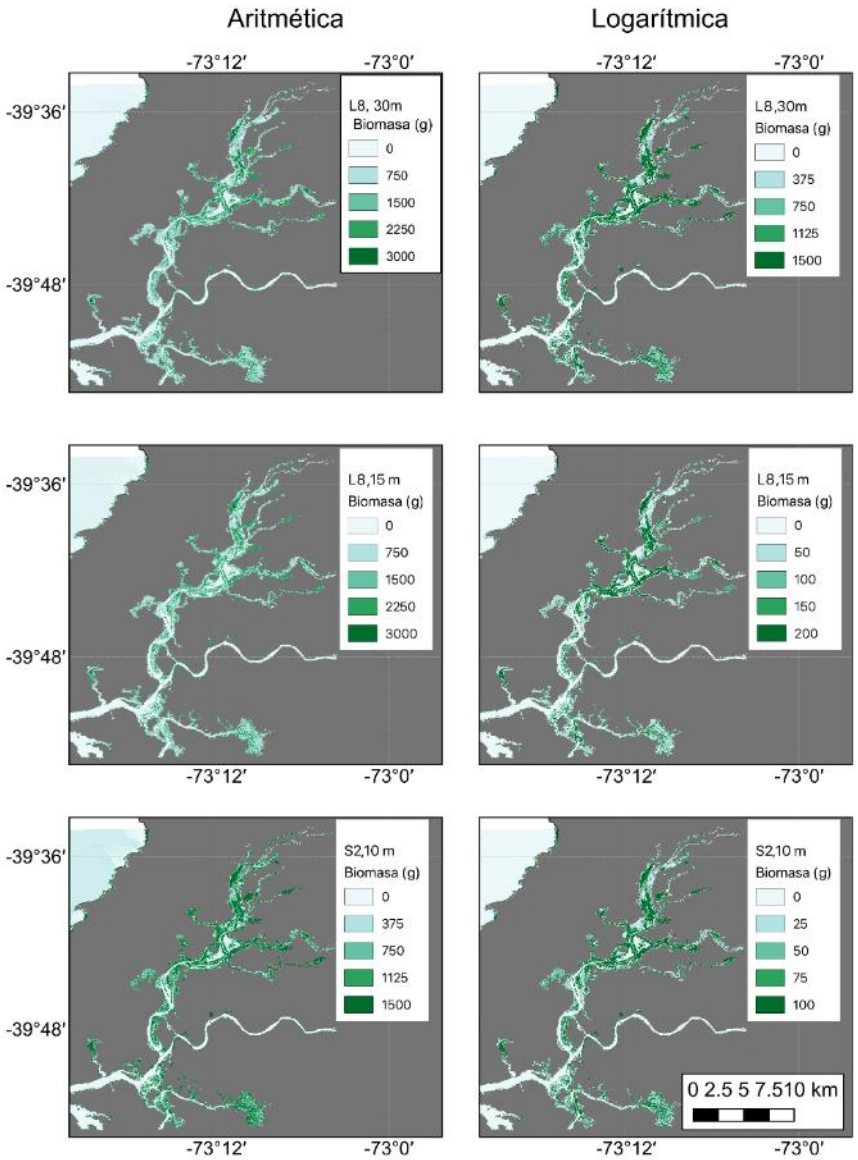


Figura 4.1.17. Distribución de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante *Random Forest* y las capas SIG a distintas resoluciones entre 10 y 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética, mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica. Las filas muestran los resultados ajustados a los datos obtenidos a partir de Landsat 8, en su resolución nativa de 30 m (primera fila), Landsat 8, interpolado a la resolución de 15 m (segunda fila) y Sentinel 2 en su resolución nativa de 10 m (tercera fila).

En el caso del Luchecillo, se aprecia la variación en el patrón espacial de las proyecciones de biomasa, particularmente entre las resoluciones más gruesas y finas para los datos en escala aritmética. Así, los modelos de mayor resolución tienden a generar valores más bajos de biomasa, con una mayor extensión espacial. Por otra parte, los modelos basados en datos en escala logarítmica presentan menos variabilidad entre resoluciones espaciales.

De manera similar a lo observado anteriormente, los modelos realizados en escala aritmética parecen sobre-estimar la extensión espacial de la distribución de esta especie, entregando estimaciones más altas y de mayor extensión espacial, lo que se acentúa en los sets de datos satelitales de mayor resolución espacial. Por otra parte, en el caso de los modelos ajustados en escala logarítmica, estos presentan un patrón espacial más restringido y valores de biomasa mucho menores. En el caso del modelo ajustado para la escala aritmética en base a las imágenes Landsat 8 a 30 de resolución, se aprecia que esta presenta similitudes cualitativas con el patrón de distribución observado en terreno. Para discernir el grado de consistencia, se examinó la bondad de ajuste para los modelos ajustados a los registros de biomasa del Luchecillo, considerando las tres resoluciones de imágenes satelitales analizadas (30, 15 y 10 metros) y las dos transformaciones empleadas: aritmética (X=x) y logarítmica (X=log(x+1), los que se ilustran en la Figura 4.1.18. Al examinar la bondad de ajuste para el Luchecillo, se observan ajustes muy similares entre las distintas resoluciones para la escala aritmética, mientras que, en la escala logarítmica, los modelos ajustados tienden a subestimar la biomasa observada. Es así como el mejor ajuste corresponde a aquel obtenido en base a la imagen de Sentinel 2, seguido por el ajuste en base a la imagen Landsat 8 nativo, usando datos en escala aritmética.

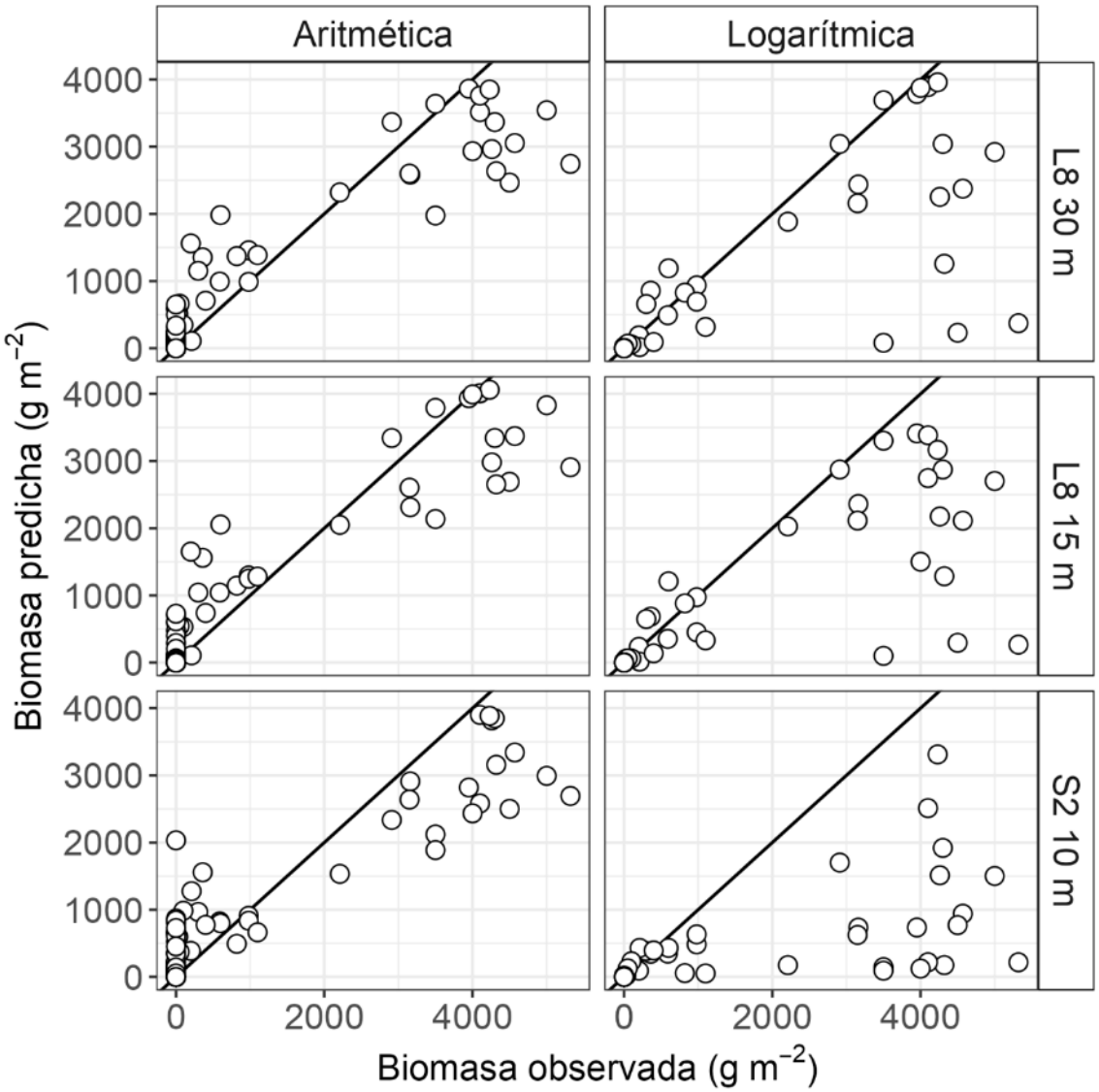


Figura 4.1.18. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Sentinel 2 re-escaladas a 30 y 15 m y las capas SIG Sentinel 2 en su resolución nativa De 10 m de resolución espacial (círculos blancos). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning Random Forest*. Se ilustran los modelos elaborados en base a los datos en escala Aritmética en la columna izquierda, y los modelos elaborados en base a datos en escala logarítmica en la columna derecha. La línea continua ilustra la relación de igualdad (pendiente =1, intercepto =0). Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada y que la mejor aproximación a la biomasa observada parece obtenerse para Sentinel 2.

Una vez ajustados los modelos y proyectados en el espacio geográfico, se estimaron los valores medios, mínimos y máximos de biomasa fresca para cada combinación de resolución espacial (30, 15 y 10 metros) y transformación de la biomasa (aritmética *vs.* logarítmica). En la Tabla 4.1.7 se entregan como referencia las estimaciones disponibles en la literatura de la biomasa de Luchecillo en una diversidad de localidades, los que ilustran la amplia variabilidad geográfica de la biomasa en pie de Luchecillo.

Tabla 4.1.7. Variabilidad geográfica en la Biomasa en pie de Luchecillo. Se muestran los datos registrados en literatura y estudios previos para la biomasa en pie promedio de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis.

Localidad	Biomasa (g m^{-2})	Referencia
Río Valdivia, Chile	374[15;721]	Hauenstein & Ramírez 1986
Las Flores, Luján, Argentina	7[0;34]	Feijoo *et al.,* 1996
New South Wales, Australia	650 [180; 3000]	Roberts *et al.,* 1999
Lake Blanca, Uruguay	170[-;-]	Mazzeo *et al.*, 2003
Rio San Francisco, Brasil	497 [-;-]	Oliveira *et al.,* 2005
Lago altoandino, Colombia	522 [83;1155]	Carrillo *et al.,* 2006
Valdivia, Chile	477 [189:841]	Boettcher 2007
Río Kurohashi, Japón (verano)	621[32;1338]	Takahashi & Asaeda 2014
Río Kurohashi, Japón (otoño)	372[142;716]	
Río Alun, Mongolia interior, China	279[72;619]	Yu *et al*., 2018
Río Eno, Japón	166[33;398]	Asaeda *et al.,* 2020
Río Saba, Japón	122[53;274]	

Por otra parte, en la Tabla 4.1.8 se reporta la variación documentada en los monitoreos recientes de biomasa en pie de Luchecillo (informes anteriores del programa de monitoreo), así como los valores obtenidos en el presente estudio. Los valores estimados para las tres bases de datos indican que los modelos logarítmicos presentan mayor variabilidad, con una tendencia a subestimar los valores observados de biomasa para las muestras de Luchecillo. Como se aprecia en la Tabla 4.1.8, los resultados obtenidos en el presente estudio abarcan un rango de biomasas mucho mayor a lo

estimado en los dos muestreos previos. Por otra parte, los valores medios observados se acercan al rango de valores descrito en la literatura. Esto sugiere que las estimaciones de standing stock disponible reflejarán no solo el cambio en el valor medio observado para el Luchecillo, sino también la variación en la cobertura estimada. Respecto a otras posibles causas de esta variabilidad, se puede descartar la influencia de los algoritmos utilizados para la estimación de biomasa, ya que el protocolo de muestreo empleado se ha mantenido constante en las últimas cuatro estimaciones de biomasa. Por ello, de ser posible se recomienda aumentar el tamaño de muestra para las estimaciones de biomasa y el esfuerzo de muestreo para caracterizar la distribución y cobertura del Luchecillo. Ello permitirá reducir la incertidumbre asociada a la estimación de la cobertura y distribución.

Por otra parte, y conforme a lo observado en informes anteriores, todos los resultados obtenidos han apuntado de manera sistemática al mejor desempeño del algoritmo *Random Forest*, que presenta los valores mínimos de error cuadrático medio (RMSE) unido a los coeficientes de correlación más altos entre las biomasas observadas y las predichas. En este respecto, la variación en el valor medio de biomasa probablemente refleje una mayor distribución y aumento en la densidad de plantas en los parches estudiados. Por ello, es muy posible que los resultados observados reflejen la variación en la cobertura de Luchecillo en sectores centrales y norte del HRC, con una aparente recuperación de los sectores con parches raleados de Luchecillo. Cabe destacar que el presente diseño de estudio utiliza la cobertura como una variable intermedia para la estimación de la biomasa en pie de las macrófitas acuáticas estudiadas. No obstante, la correlación entre cobertura y biomasa podría realizarse mediante un muestreo ad hoc, donde para cada uno de los sectores donde se estime presencia de macrófitas a lo largo de las riberas, se extraigan muestras aleatorias de la biomasa, permitiendo estimar así ambas variables de manera independiente a lo largo del humedal. Sin embargo, la evidente variabilidad en distribución y abundancia (o cobertura) del Luchecillo, plantea desafíos importantes para la implementación de este diseño de muestreo.

Tabla 4.1.8. Variación temporal en la Biomasa en pie de Luchecillo en el humedal del río Cruces. Se muestran los valores promedio estimado de peso seco por metro cuadrado de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis. Para los resultados del presente estudio se reportan los valores medios para los mapas de biomasa en pie calculados para imágenes Sentinel re-escaladas a 30 m y 15 m, y en su resolución original de 10 m.

Monitoreo	Biomasa (g m^{-2})	Sensor, Resolución y Escala
Humedal río Cruces, Chile PMHRC Otoño 2017	**1067[101;1517]**	**L8 30 m, aritmético**
	1656[0;14213]	**L8 30 m, aritmético**
	549[0;13459]	L8 30 m, logarítmico
	665[0;11484]	L8 15 m, aritmético
Humedal río Cruces, Chile	1681[0;13347]	L8 15 m, logarítmico
PMHRC Verano	3211[0;13240]	UAV 0.05 m, aritmético
2018-2019	2495[0;12795]	UAV 0.05 m, aritmético
	1844[0;14213]	**Promedio, aritmético**
	1575[0;13459]	Promedio, logarítmico
	1698[0;5212]	**L8 30 m, aritmético**
	471[0;4496]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	1710[5;5160]	L8 15 m, aritmético
Verano	456[0;4372]	L8 15 m, logarítmico
2019-2020	**971[341;2830]**	**S2 10 m, aritmético**
	36[2;707]	S2 10 m, logarítmico
	1460[115;4401]	**Promedio, aritmético**
	321[1;3192]	Promedio, logarítmico
	828[0;3978]	**L8 30 m, aritmético**
	8[0;410]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**968[0;3477]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	11[0;355]	L8 15 m, logarítmico
2020-2021	**562[0;4958]**	**S2 10 m, aritmético**
	26[0;2666]	S2 10 m, logarítmico
	786[0;4958]	**Promedio, aritmético**
	15[0;2666]	Promedio, logarítmico
	583[1;2955]	**L8 30 m, aritmético**
	10[0;619]	L8 30 m, logarítmico

Continuación Tabla 4.1.8.

Monitoreo	Biomasa (g m-^{2})	Sensor, Resolución y Escala
Humedal río Cruces, Chile	**293[2;3041]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	15[0;526]	L8 15 m, logarítmico
2021-2022	**490[0;2924]**	**S2 10 m, aritmético**
	11[0;322]	S2 10 m, logarítmico
	458[4;2974]	**Promedio, aritmético**
	12[0;368]	Promedio, logarítmico
	438[0;2658]	**L8 30 m, aritmético**
	36[0;1402]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**175[19;1475]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	4[0;101]	L8 15 m, logarítmico
2022-2023	**949[97;1417]**	**S2 10 m, aritmético**
	18[0;57]	S2 10 m, logarítmico
	695[0; 2658]	**Promedio, aritmético**
	15[0; 1402]	Promedio, logarítmico
	94[0;3532]	**L8 30 m, aritmético**
	1[0;1543]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**304[0;2544]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	1[0;178]	L8 15 m, logarítmico
2023-2024	**12[0;1690]**	**S2 10 m, aritmético**
	0[0;22]	S2 10 m, logarítmico
	122[0; 3532]	**Promedio, aritmético**
	1[0; 1543]	Promedio, logarítmico
	636[0;3762]	**L8 30 m, aritmético**
Humedal río Cruces, Chile	382[0;4110]	L8 30 m, logarítmico
Verano	**634[0;3905]**	**L8 15 m, aritmético**
2024-2025	316[0;4141]	L8 15 m, logarítmico
(Este estudio)	**635[0;3905]**	**S2 10 m, aritmético**
	316[0;4141]	S2 10 m, logarítmico
	635[0;3905]	**Promedio, aritmético**
	322[0;4141]	Promedio, logarítmico

Finalmente, usando los valores medios obtenidos en las Tablas 4.1.8 y 4.1.9 es posible estimar la biomasa total contenida para las especies más comunes de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces. La Figura 4.1.19 resume las estimaciones de biomasa seca total para el Luchecillo entre 2019 y 2025. Para facilitar las comparaciones con los resultados previos y de literatura, se entregan los valores para el peso seco *ex situ*, tomando como factor de conversión el hecho que el Luchecillo tiene en promedio un 90% de agua, transformando los valores a toneladas métricas (10^6g) de peso seco. De manera similar a estudios previos realizados en el programa de monitoreo, para llevar a cabo la estimación global de la biomasa en pie presente para el Luchecillo en el humedal del río Cruces, se excluyeron los valores extremos, calculando los valores medios como indicador del valor esperado. Estos valores se resumen en la Tabla 4.1.9, que entrega el valor medio a través de las distintas estimaciones de distintas macrófitas, al igual que los intervalos de confianza de 95 % y los valores mínimo y máximo obtenidos a través de todas las estimaciones. En esta Figura se aprecia que la biomasa total del Luchecillo disminuyó en los años 2021 y 2022, siendo un orden de magnitud menor que los valores observados en los años 2019 y 2020. En el presente estudio se observa una recuperación importante, continuando con la tendencia reportada en los años 2023 y 2024, alcanzando valores máximos respecto a lo registrado a la fecha. Así, la biomasa total estimada para el 2025 es 8 veces la biomasa estimada en el 2022, mientras que la biomasa total estimada para el 2025 es 2.47 veces la biomasa estimada en el 2024. (Fig. 4.1.19). De esta manera, la biomasa total estimada de Luchecillo supera lo estimado en los años 2019 y 2020, indicando una tendencia a la recuperación en la biomasa en pie de Luchecillo. La escala multianual en la respuesta sugiere que la variación temporal podría reflejar la interacción de factores climáticos con la presión de herbivoría presente en el HRC.

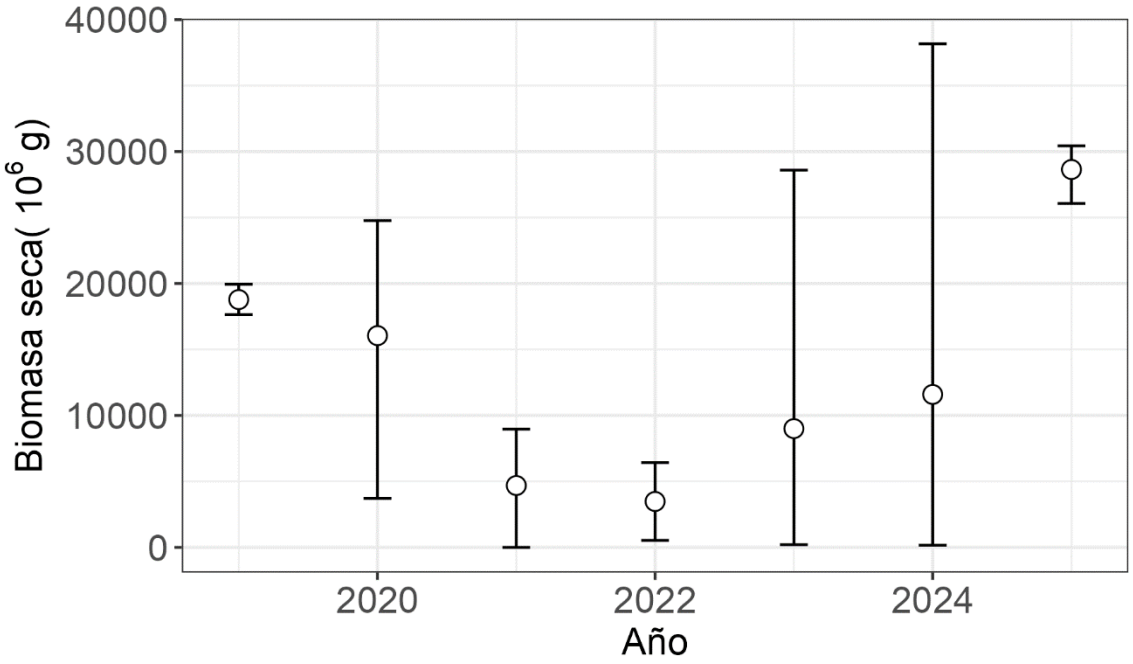


Figura 4.1.19. Variación temporal el standing stock estimado para *Egeria densa* desde el verano de 2019 al verano de 2025 considerando las distintas bases de datos (S2 a 30, 15 y 10 metros de resolución) y las distintas transformaciones (aritmética y logarítmica). Para cada año se ilustra el valor medio observado y la variación observada a lo largo de todas las estimaciones de cada año mediante los intervalos de confianza de 95%.

Tabla 4.1.9. Estimación de la biomasa total de macrófitas acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Se reporta el valor promedio estimado, el intervalo de confianza de 95% y los valores mínimo y máximo obtenidos para cada una de las especies dentro del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Los valores de peso seco en toneladas métricas (10^6g) se obtuvieron sumando las estimaciones obtenidas para todos los pixeles con estimación de biomasa.

Especie	Biomasa seca (10^6g)		
	media	**IC (95%)**	**[min;max]**
Verano de 2019			
Egeria densa	18784.92	[17637; 18785]	[17574;20019]
Verano de 2020			
Egeria densa	16052.82	[3724; 24768]	[1342;25271]
Potamogeton lucens	1472.08	[109;4700]	[1077;5649]
Potamogeton pusillus	2955.64	[285;7030]	[273;7185]
Ludwigia peploides	1310.92	[1130;2023]	[490;2159]
Verano de 2021			
Egeria densa	4693	[0;8968]	[39;12981]
Potamogeton lucens	2595	[0;6221]	[14;11745]
Potamogeton pusillus	144	[0;276]	[1;343]
Ludwigia peploides	271	[0;490]	[5;577]
Verano de 2022			
Egeria densa	3484	[531;6437]	[171;7965]
Potamogeton lucens	2195	[678;3712]	[402;4747]
Potamogeton pusillus†	3511 503†	[560;6462] [109;897]†	[139;8166] [139;1063]†
*Ludwigia peploides**	–	–	–
Verano de 2023			
Egeria densa	9005	[210;9005]	[53;33164]
Verano de 2024			
Egeria densa	11591	[164;38168]	[163;44987]
Verano de 2025			
Egeria densa	28642	[26067;30432]	[25656;30506]

†Dada la sobre estimación de la cobertura que se observa para los modelos de distribución, particularmente en escala aritmética, se presentan las estimaciones de biomasa en pie basado en los modelos construidos con datos en escala logarítmica. *Dado que en la campaña del 2022 no se tomaron muestras de biomasa para el Clavito de agua, no se entregan valores para esta especie. Para las campañas 2023 y 2024 solo se tomaron muestras de biomasa para Luchecillo, por lo que solo se reportan resultados para esta especie.

Estos resultados reflejan los efectos de una alteración reciente en la cobertura de Luchecillo y biomasa en pie de Luchecillo en el humedal, junto con una tendencia a la recuperación que se ha mantenido en el último año estudiado. Cabe destacar que la gran heterogeneidad en la distribución de *Egeria densa* redunda en una mayor variación entre los valores estimados.

CONCLUSIONES

• Durante el periodo estival 2023-2025 se observaron cambios en la distribución espacial de todas las macrófitas acuáticas estudiadas, particularmente para el caso del Luchecillo (*Egeria densa*) y Huiro verde (*Potamogeton Lucens*).

• Pese a la disminución en la cantidad de parches mono específicos disponibles para calibrar y entrenar el modelo, se observó un buen desempeño en la calidad de ajuste de los modelos de distribución para los datos de presencia disponible.

• Actualmente, *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presenta una mayor distribución y cobertura que *Potamogeton pusillus*, el que no pudo ser modelado en el presente estudio. Dada la importancia de ambas especies como potencial elemento de la dieta de los cisnes de cuello negro, es importante continuar el estudio de la variación en distribución y biomasa en pie de ambas especies, así como evaluar potenciales estrategias de manejo que permitan su establecimiento como alternativa a la distribución más reducida del Luchecillo. Por ello, se recomienda evaluar la estimación de biomasa de Huiro verde en estudios sucesivos.

• *Potamogeton pusillus* presenta parches muy acotados de distribución, no siendo posible modelar su distribución en este estudio. Como se ha señalado en el informe previo, la evidencia sugiere que la distribución del Huiro de agua dulce no se encuentra en equilibrio en el HRC. Esta desviación de la distribución esperada bajo el supuesto de equilibrio puede deberse a: i) efecto de interacciones competitivas interespecíficas, ii) efecto de la presión de depredación por parte de aves herbívoras, iii) efecto de variaciones espaciales en forzantes ambientales y iv)

efecto de barreras a su dispersión a lo largo del humedal. No obstante, dilucidar estas hipótesis alternativas requiere un diseño experimental y seguimiento ad-hoc para dicho objetivo.

• Si bien no pudieron ser modeladas, las observaciones de campo confirman que la Flecha de agua ha disminuido su distribución espacial en el área hasta estar prácticamente ausente del humedal, mientras que *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) ha continuado la tendencia a aumentar de forma paulatina su distribución espacial en el área dentro de un área acotada, observándose solo en el río Cayumapu. Ello refuerza la conclusión de que la composición de las macrófitas acuáticas no se encuentra en equilibrio en el humedal, y que existe potencial para que las interacciones bióticas como competencia intra e interespecíficas resulten en variaciones estocásticas en la distribución y abundancia de estas especies. Cabe destacar que la presión de depredación de aves herbívoras sobre un subconjunto de las macrófitas acuáticas (Luchecillo y las dos especies de Huiro), podrían dar origen a potenciales efectos indirectos.

• El estudio de la variación interanual muestra que la distribución y cobertura de las especies de macrófitas acuáticas es un atributo dinámico, sujeto a cambios que pueden ser de escala estacional o interanual, respondiendo a forzantes que pueden ser potencialmente sinérgicos, como la variación estacional e inter anual en precipitación y caudal.

• Para el caso particular de *Schoenoplectus californicus* (Totora), se observa que su amplia distribución espacial en el humedal - heterogénea y parchosa - se ha visto modificada, mostrando disminuciones en la idoneidad ambiental en sectores del centro y norte del humedal. Estos cambios pueden reflejar tanto variaciones en el vigor vegetacional y color de las plantas, como cambios en su distribución y cobertura. Estas variaciones pueden reflejar el efecto de múltiples forzantes, como cambios en la dinámica de precipitación y el ciclo hidrológico, así como, como un eventual forzamiento asociado al ciclo sísmico y mareal en el humedal.

• Lo anterior es particularmente relevante, dado el patrón de distribución más parchoso y ribereño de la Totora, lo que puede reflejar con mayor rapidez los efectos de cambios ambientales sobre sectores asociados a las riberas o sectores de profundidades someras. Este patrón de variación y las hipótesis propuestas están siendo abordadas en estudios paralelos financiados por el proyecto FONDECYT 1221153, que se encuentra completando su ultimo año de desarrollo.

• Respecto a la biomasa en pie o "Standing stock", el presente estudio, muestra que durante el año 2025 se observa una importante recuperación con respecto a las disminuciones observadas entre 2021 y 2022, donde el Luchecillo presentó una disminución de un orden de magnitud respecto al valor observado el 2019. Dada la menor abundancia de parches monoespecíficos en el año 2025, no se pudo estimar la biomasa de las otras especies de plantas acuáticas de interés (Huiro verde y Huiro de Agua dulce).

• El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios se caracteriza por una variación dinámica de la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas, contrastando con escenarios de años anteriores donde se observó una importante cubierta de macrófitas acuáticas en el área, particularmente de Luchecillo. En este contexto, el hecho más notable de los resultados obtenidos en el año 2025 es la recuperación en la cobertura y biomasa de Luchecillo tras la drástica disminución observada en períodos estivales anteriores.

• En informes anteriores se ha analizado y discutido la posibilidad de que el patrón multianual de disminución sostenida, junto con la disminución en la tasa de cambio de la biomasa en pie son consistentes con un efecto de variación producto de una presión de sobre forrajeo pastoreo excesivo y con superación de la capacidad de renovación de la planta. En ese contexto, la recuperación observada podría ser consistente con una oscilación multianual, producto de una regulación poblacional de tipo depredador presa. Una hipótesis alternativa es que la variación observada reflejaría cambios en condiciones ambientales abióticas que resulten en una pérdida de la idoneidad de hábitat en el HRC. Sin embargo, esto no sería

consistente con la tendencia observada, y se requieren estudios ad-hoc para poder evaluar esta hipótesis alternativa.

• Estudios recientes proveen evidencia que sugiere que el control de factores abióticos puede dar cuenta de la variación como la observada en el Humedal. Se ha sugerido que el desempeño morfológico del Luchecillo responde principalmente al control por parte de múltiples factores abióticos, más que a la presión de pastoreo por parte de herbívoros (Silveira *et al*., 2018). Es así, como los resultados de evaluaciones realizadas en ecosistemas dulceacuícolas nativos (Francia), así como en el rango introducido (Brasil) muestra que la variación en rasgos morfológicos como la longitud total de la planta, el número de tallos laterales, el área foliar, el número de raíces y el peso seco entre otras, se asocia principalmente a la variación en gradientes ambientales, y no con la presión de herbivoría, caracterizada mediante el porcentaje de plantas ramoneadas por herbívoros. Estos resultados apoyan la hipótesis alternativa de que la variación observada en el HRC obedece a cambios ambientales.

• De igual forma, un estudio sobre la preferencia de hábitat del Luchecillo en ecosistemas dulceacuícolas de Japón (Asaeda *et al.,* 2020) muestra que la distribución y desempeño fisiológico de *Egeria densa* responden a la interacción de múltiples estresores abióticos (Asaeda *et al.,* 2020). Así, factores como la profundidad del lecho fluvial, la temperatura y velocidad de flujo del agua, y la disponibilidad de radiación solar son determinantes para el éxito de plantas individuales (Asaeda *et al*., 2020). Por ende, cabe esperar que cualquier alteración en la dinámica del cauce fluvial que altere dichos factores tiene el potencial de alterar significativamente la disponibilidad de hábitat para el Luchecillo. Un estudio reciente en el HRC muestra que la superficie de distribución de hábitat idóneo del Luchecillo se expande en función del aumento en temperatura, pero disminuye con el aumento en las fluctuaciones del nivel del humedal. En contraste, la Totora responde de manera positiva a la precipitación y disminuye en función del aumento de la temperatura y aumentos de nivel.

• Los resultados del presente estudio, así como los análisis realizados a raíz de la variación en cobertura de Luchecillo, indican que la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas del HRC presentan escalas de variación tanto estacionales como interanuales. Consecuentemente, el monitoreo de este ecosistema es un insumo clave para su manejo y conservación, y debe considerar a futuro estudios detallados de la influencia de múltiples forzantes (régimen hidrológico, ciclo mareal, dinámica tectónica, calidad del agua y la variación climática) sobre la distribución, abundancia y biomasa del Luchecillo y otras especies de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

REFERENCIAS

Ahn, Y. H., P. Shanmugam, J. Hyung-Ryu (2004) Atmospheric correction of the Landsat satellite imagery for turbid waters. Gayana 68:1-8.

Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of Applied Ecology, 43(6), 1223-1232.

Antoine, D., A. Morel (1999) A multiple scattering algorithm for atmospheric correction of remotely sensed ocean color (MERIS instrument): principle and implementation for atmospheres carrying various aerosols including absorbing ones. International Journal of Remote Sensing 20:1875-1916.

Asaeda, T., Senavirathna, M. D. H., & Vamsi Krishna, L (2020) Evaluation of habitat preferences of invasive Macrophyte Egeria densa in different channel slopes using Hydrogen Peroxide as an Indicator. Frontiers in Plant Science, 11, 422.

Becker, R. A., Chambers, J. M. and Wilks, A. R (1988) The New S Language. Wadsworth & Brooks/Cole. (for log, log10 and exp.)

Belfiore, O. R., D'Allestro, P., Meneghini, C., & Parente, C. 2016. QGIS use for IHS PAN-Sharpening Application to Landsat 8 OLI images. Advanced Science Letters, 22(10), 2773-2776.

Boettcher C. 2007. Variación comparativa de biomasa estacional en dos macrófitos de la Región de Valdivia, Chile. Ciencia & Trabajo (Chile) 9: 191199.

Breiman, L. 2001. Random Forest s. Machine learning, 45(1), 5-32.

Bühlmann, P., & Hothorn, T. 2007. Boosting algorithms: Regularization, prediction and model fitting. Statistical Science, 22(4), 477-505.

Carrillo Y., A. Guarín, y G Guillot. 2006. Biomass distribution, growth and decay of Egeria densa in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). Aquatic Botany 85: 7-15.

Chander, G., B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and post calibration dynamic ranges. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 41: 2674-77.

Elith, J., CH. Graham, R.P. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M.S. Wisz, N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29: 129-151.

Elith, J., J.R. Leathwick. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40: 677-697.

Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, E. Chee. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions 11: 43-57.

Feijoó, C. S., Momo, F. R., Bonetto, C. A., & Tur, N. M. (1996). Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte Egeria densa Planch. in a pampasic stream. Hydrobiologia, 341(1), 21-26.

Franklin, J. 2009. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press, Cambridge.

Hauenstein, B. E., & Ramírez, C. (1986). The influence of salinity on the distribution of Egeria densa in the Valdivia River basin, Chile. Archiv fur Hydrobiologie. Stuttgart, 107(4), 511-519.

Hernández, P.A., C.H. Graham, L.L. Master, D.L. Albert (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography 29: 773-785.

Jamoneau, A., Jan, G., Petitcollin, T., & Ribaudo, C (2017) Biomass as a proxy for available surface area in freshwater macrophytes: Influence of seasonality. Aquatic Botany, 142, 91-95.

Jaramillo, E., Lagos, N. A., Labra, F. A., Paredes, E., Acuña, E., Melnick, D., ... & Duarte, C (2018) Recovery of black-necked swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. Science of the Total Environment, 628: 291-301.

Jaramillo, E., Duarte, C., Labra, F. A., Lagos, N. A., Peruzzo, B., Silva, R., ... & Melnick, D. (2019). Resilience of an aquatic macrophyte to an anthropogenically induced environmental stressor in a Ramsar wetland of southern Chile. Ambio, 48: 304-312.

Labra, F. A., & Jaramillo, E. (2025). Biodiversity Dynamics in a Ramsar Wetland: Assessing How Climate and Hydrology Shape the Distribution of Dominant Native and Alien Macrophytes. Plants, 14(7), 1116.

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

Kuhn, M., & Johnson, K. (2013). Applied predictive modeling (Vol. 810). New York: Springer.

Mazzeo, N., Rodríguez-Gallego, L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G., QUintans F., Loureiro M., Larrea D., & García-Rodríguez, F. (2003). Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. Hydrobiologia, 506(1), 591-602.

Motohka, T., Nasahara, K. N., Oguma, H., & Tsuchida, S. (2010). Applicability of green-red vegetation index for remote sensing of vegetation phenology. Remote Sensing, 2: 2369-2387.

Mulsow, S., M. Grandjean. (2006). Incompatibility of sulphate compounds and soluble bicarbonate salts in the Río Cruces waters: an answer to the disappearance of Egeria densa and black-necked swans in a Ramsar sanctuary. Ethics in Science and Environmental Politics 5-11.

Oliveira N., E. Sampaio, S. Pereira & A. Moura Junior. (2005). Regeneration capacity of Egeria densa in Reservoirs in Paulo Afonso, Bahia. Planta Daninha 23: 363-369.

Ortega-Huerta, M.A., A.T. Peterson. (2008). Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. Revista Mexicana De Biodiversidad 79: 205-216.

Papes, M., P. Gaubert. (2007). Modelling ecological niches from low num-bers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. Diversity and Distributions 13: 890-902.

Parslow, J.S., G. Harris. (1990). Remote sensing of marine photosynthesis. p. 269-90. IN: R. J. Hobbs and H. A. Mooney (eds.) Remote Sensing of Biosphere Functioning Springer Verlag. New York, NY, USA.

Penuelas, J., J.A. Gamon, K.L. Griffin, C.B. Field. (1993). Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. Remote Sensing of Environment, 46: 110-118.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190: 231-259.

Phillips, S.J., M. Dudík. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31: 161-175.

Phillips, S. J., R. P. Anderson, M. Dudík, R.E. Schapire, & M.E. Blair (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. Ecography, 40: 887-893.

R Core Team (2023). _R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Ritchie, G. L., Sullivan, D. G., Vencill, W. K., Bednarz, C. W., & Hook, J. E. (2010). Sensitivities of normalized difference vegetation index and a green/red ratio index to cotton ground cover fraction. Crop science, 50(3), 1000-1010.

Roberts D., A. Church y S. Cummins. (1999). Invasion of Egeria into the Hawkesbury-Nepean River, Australia. Journal of Aquatic Plant Management 37: 31-34.

Silveira, M. J., Chollet, S., Thiébaut, G., & Thomaz, S. M. (2018). Abiotic factors, not herbivorous pressure, are primarily responsible for the performance of an invasive aquatic plant. In Annales de Limnologie-International Journal of Limnology (Vol. 54, p. 12). EDP Sciences.

Takahashi, K., & Asaeda, T. (2014). The effect of spring water on the growth of a submerged macrophyte Egeria densa. Landscape and ecological engineering, 10(1), 99-107.

Valavi, R., Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., & Elith, J. (2022). Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. Ecological monographs, 92(1), e01486.

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). Random and mixed effects. In Modern applied statistics with S (pp. 271-300). Springer, New York, NY.

Wisz, M.S., R.J. Hijmans, J, Li A.T. Peterson, C.H. Graham, A. Guisan. NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity and Distributions 14: 763-773.

Wood, S. N., Pya, N., & Säfken, B. (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models. Journal of the American Statistical Association, 111(516), 1548-1563.

Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. International Journal of Remote Sensing 27: 3025-3033.

Yarrow, M., V.H. Marin, M. Finlayson, A. Tironi, L.E. Delgado, and F. Fischer. (2009). The ecology of Egeria densa Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer. Revista Chilena de Historia Natural 82: 299-313.

Yu, H., Shen, N., Yu, S., Yu, D., & Liu, C. (2018). Responses of the native species Sparganium angustifolium and the invasive species Egeria densa to warming and interspecific competition. PloS one, 13(6), e0199478.

4.1.2. PRESENCIA DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS MEDIANTE MUESTREOS *IN SITU*

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de “PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO”. Desde enero 2023 y como parte del servicio antes mencionado, se comenzaron a realizar censos mensuales para evaluar la presencia del Luchecillo (*Egeria densa*) y de otras cuatro especies de macrófitas acuáticas en todas las riberas del humedal (ver más adelante). Esas cuatro especies son el Huiro verde (*Potamogeton lucens*) y el Huiro café (*Potamogeton pusillus*) (macrófitas consumidas por el Cisne de cuello negro), el Clavito de agua (*Ludwigia peploides*) y la Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*) (especies invasoras).

METODOLOGIAS

Los monitoreos se han realizado en los 19 sectores del HRC que se muestran en la Figura 4.1.20. Esto ha permitido, monitorear en detalle diferentes áreas del humedal, permitiendo que ante cualquier eventual cambio ambiental que ocurra de modo sectorizado, la identificación del área de impacto pueda ser identificada de modo rápido, entregando evidencia de la eventual localización espacial de las causas puntuales de dicho cambio.

La periodicidad de los muestreos ha sido mensual durante todo el año 2024; los datos así obtenidos, se comparan con datos de monitoreos llevados a cabo con periodicidad *circa* estacional entre noviembre 2015 y octubre 2022 y mensual durante el año 2023. Los monitoreos se han realizado a lo largo de todas las riberas del HRC y en polígonos virtuales de 500 m de extensión (ríos Cruces y Chorocamayo en el eje central del humedal, ríos San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y ríos Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu, en la vertiente este del humedal) (ejemplo en Fig. 4.1.21).

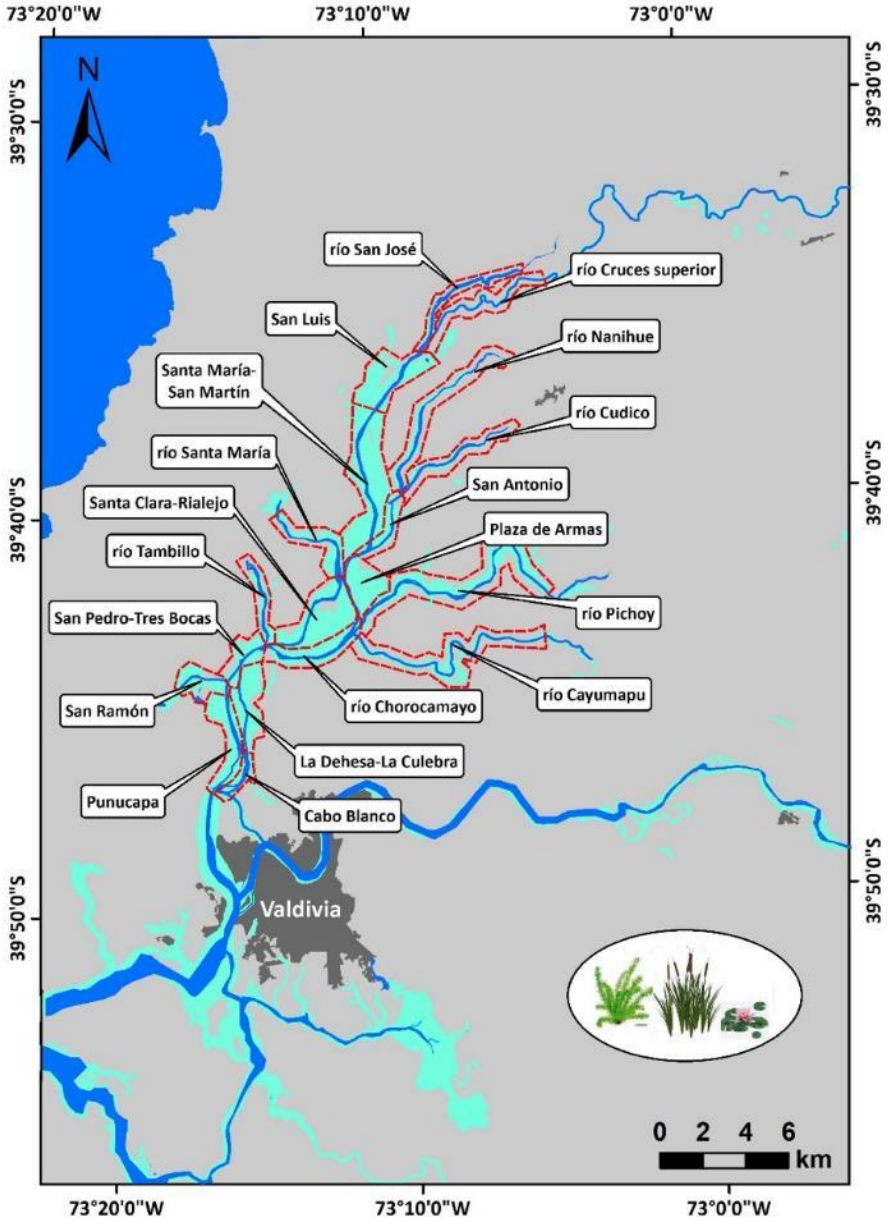


Figura 4.1.20. Delimitación de las áreas sectorizadas del HRC (n=19) para el monitoreo de la presencia y distribución espacial de las macrófitas acuáticas objeto de este estudio.

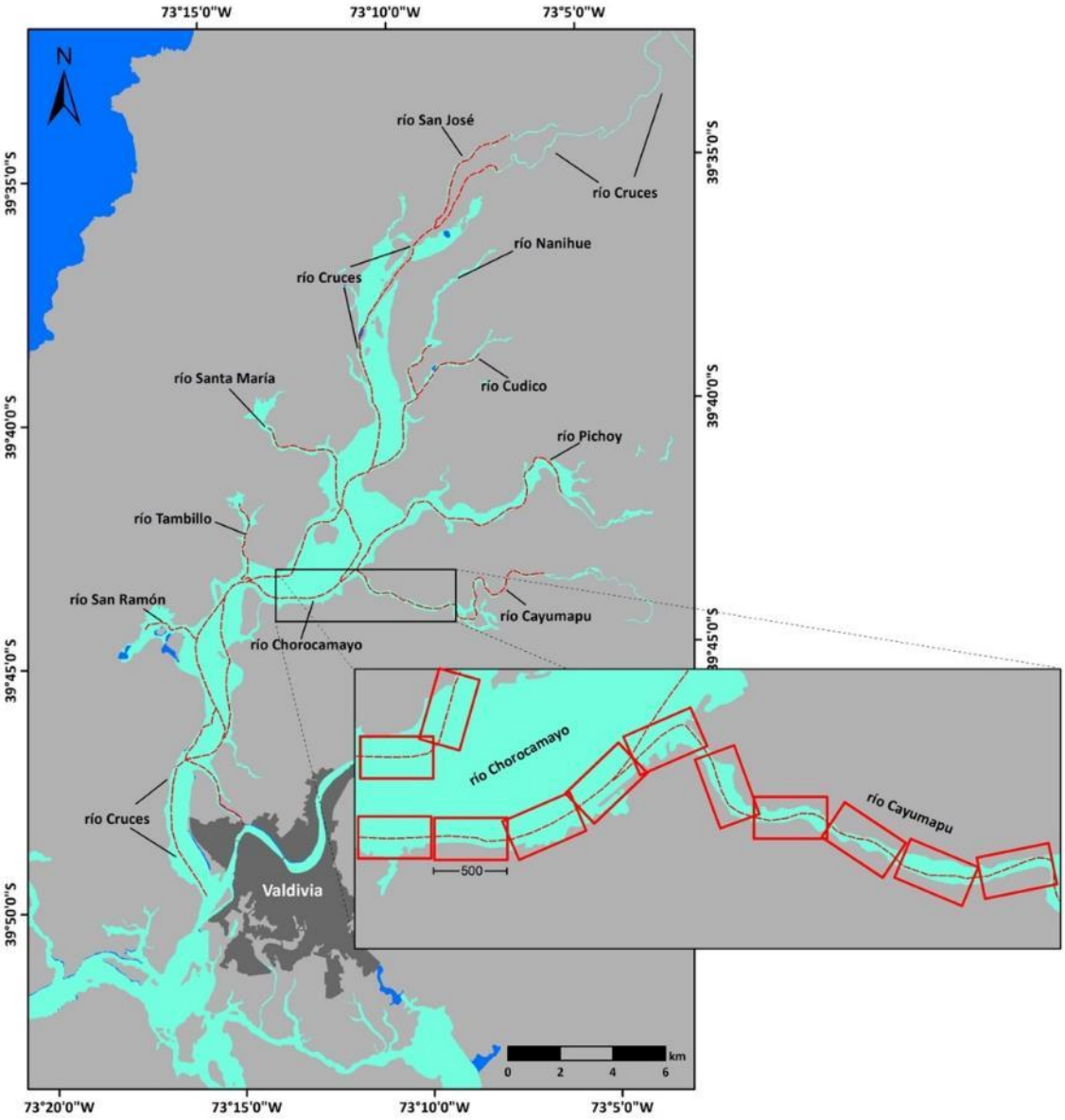


Figura 4.1.21. Demostración gráfica del tipo de muestreo, que se utiliza en este Programa de Monitoreo para evaluar la presencia de macrófitas acuáticas; *i.e.,* censos a lo largo de polígonos de 500 m de longitud y ubicados virtualmente en todas las riberas del sistema estuarial del HRC.

RESULTADOS

Las Figuras 4.1.22 y 4.1.23, muestran la variabilidad inter anual en la presencia promedio (n= 19 sectores) de las macrófitas acuáticas *Egeria densa* (Luchecillo), *Potamogeton lucens* (Huiro verde), *Potamogeton pusillus* (Huiro café), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) y *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua). Con la excepción de *E. densa* durante el período noviembre 2015 - abril 2020 (*cf.* Fig. 4.1.22 y 4.1.23), las presencias promedios de las otras cuatro especies tienen valores altos de desviación estándar, lo que refleja una distribución heterogénea o parchosa de las mismas en el HRC.

***Egeria densa* (Luchecillo)**

Entre noviembre 2015 y abril 2020, la presencia promedio de *E. densa*, fue en general, superior al 90% (Fig. 4.1.22). Posterior a esto y primariamente durante el período agosto & septiembre del año 2020, integrantes del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC, detectaron la ausencia o disminución significativa en la presencia de esta especie, en diferentes zonas del humedal. Debido a lo anterior, de aquí en adelante, el uso de la palabra afectación, hace referencia al período anteriormente mencionado.

De abril 2020 a noviembre del mismo año, la presencia promedio de *E. densa* había bajado desde aproximadamente 90 a 30 % (Fig. 4.1.22), para luego subir a cerca de 70% durante febrero 2021. Después de ese mes, la presencia promedio de esta macrófita acuática volvió a caer (hasta cerca de 40% de presencia promedio, durante noviembre 2021), para a partir de enero 2022 comenzar a recuperarse. Los resultados de los muestreos mensuales realizados durante el año 2023, muestran una marcada variabilidad estacional con valores de presencias promedios, cercanos a 70 % durante el verano y primavera y de 60 % durante el invierno. Los datos del año 2024, muestran menor variabilidad estacional que la del año 2023 (Fig. 4.1.22).

***Potamogeton lucens* (Huiro verde)**

Entre noviembre 2015 y abril 2020 (muestreos estacionales), las presencias promedio de *P. lucens* mostraron altos y bajos, comprendidos aproximadamente entre 60 y 20% (Fig. 4.1.22). Aparentemente, la presencia promedio de esta especie no fue afectada por el o los factores que dieron origen al período de afectación de *E. densa* (agosto & septiembre 2020) (Fig. 4.1.22). De hecho, desde abril 2020 a marzo 2023, sus presencias promedio estuvieron siempre al alza (hasta *ca*. 60% durante el último mes anteriormente mencionado). Entre abril y diciembre 2023, la presencia promedio de *P. lucens* varió entre aproximadamente 40 y 50%, tendencia similar a lo observado durante el año 2024 (Fig. 4.1.22).

***Potamogeton pusillus* (Huiro café)**

La Figura 4.1.22, muestra que, entre noviembre 2015 y enero 2017, la presencia promedio de esta macrófita acuática varió aproximadamente entre 60 y 70%. De enero 2017 a mayo del mismo año, tal variable había disminuido hasta *circa* 10%. Esta situación de baja presencia (alrededor de 20% o menos), se mantuvo hasta aproximadamente fines del año 2021 (Fig. 4.1.22). Es interesante destacar, que el período de baja presencia promedio de *P. pusillus* en el HRC (mayo 2017 a octubre 2020), ocurrió antes de la afectación de *E. densa* (invierno 2020), por lo que similar a lo mencionado para *P. lucens*, las bajas de presencia de *P. pusillus* durante el período 2017 - 2021, no guardan relación con el o los factores que dieron origen al período de afectación de *E. densa* (agosto & septiembre 2020). A partir de octubre del año 2022, se registró un aumento en la presencia promedio de *P. pusillus*, alcanzando durante enero - marzo 2023, presencias promedio entre un 60% y 70%. Desde ese verano, se ha observado una disminución sostenida en su presencia, reduciéndose a aproximadamente un 30% durante octubre - noviembre 2024 (Fig. 4.1.22).

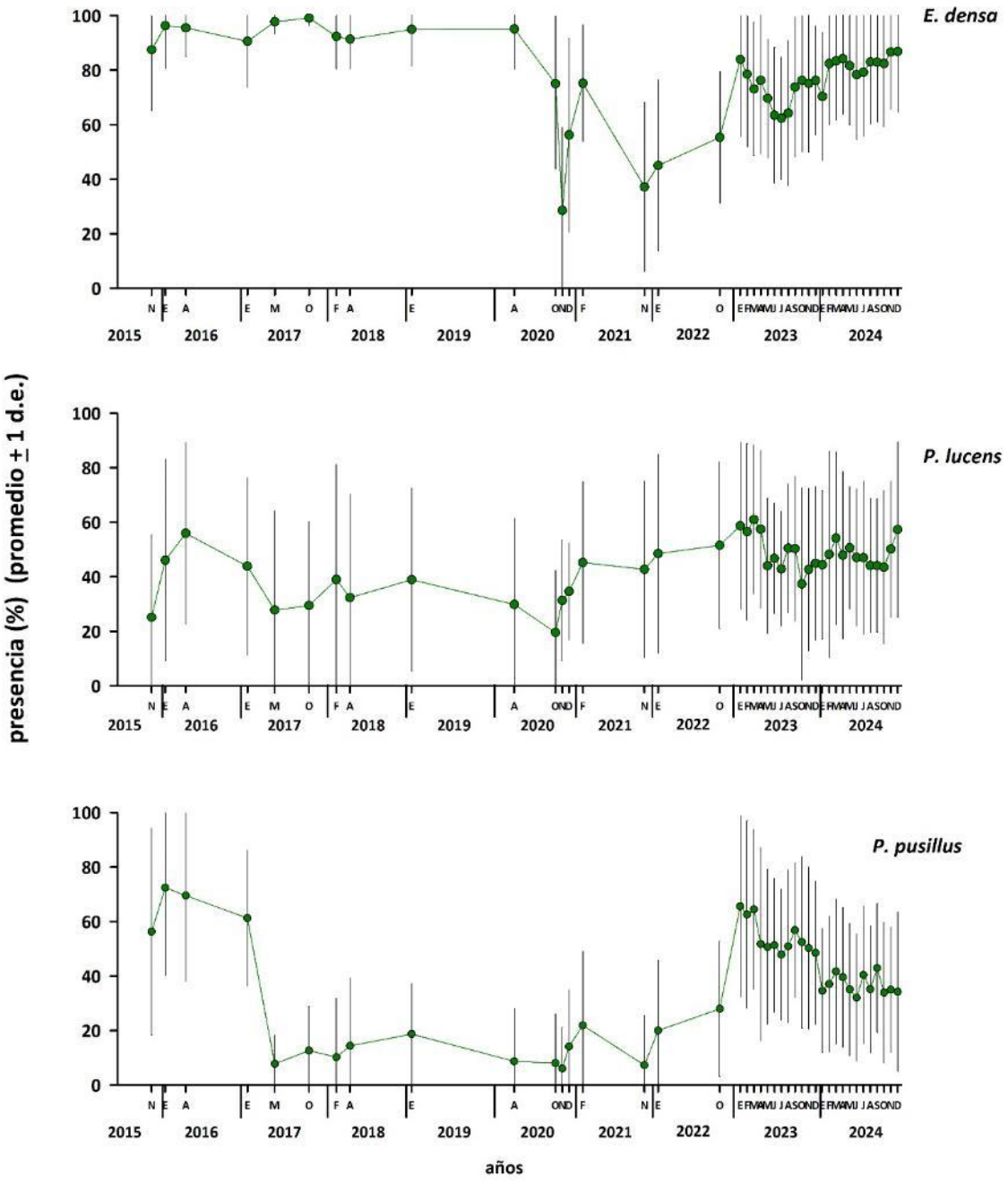


Figura 4.1.22. Variabilidad espacio temporal de la presencia promedio de *Egeria densa*, *Potamogeton lucens* y *Potamogeton pusillus*, en 19 sectores del HRC.

***Ludwigia peploides* (Clavito de agua)**

La presencia promedio de esta macrófita acuática, ha sido bastante conservativa durante el período de estudio. Esta ha variado en torno a un porcentaje aproximado de 40%, con excepción de los meses de mayo y octubre 2017, cuando las presencias promedio estuvieron cercanas o inferiores al 20% (Fig. 4.1.23).

***Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua)**

Durante los primeros muestreos de este estudio (noviembre 2015, enero y abril 2016), la presencia promedio de esta especie fue cercana al 40% (Fig.4.1.23). Posteriormente, la presencia promedio de *S. montevidensis*, comenzó a disminuir hasta cerca de un 5% durante febrero 2018; de ahí hasta abril 2020 la presencia promedio de esta especie fue muy baja en el HRC (Fig. 4.1.23). Desde el período estival 2020 - 2021, la presencia de *S. montevidensis* ha mostrado un incremento progresivo dentro del humedal. Durante el año 2023, las presencias promedio fluctuaron entre un 40% y un 60%. Durante el año 2024, se registró un aumento sostenido en su presencia, alcanzando sus valores máximos durante octubre - diciembre de ese año 60 - 70% (Fig. 4.1.23).

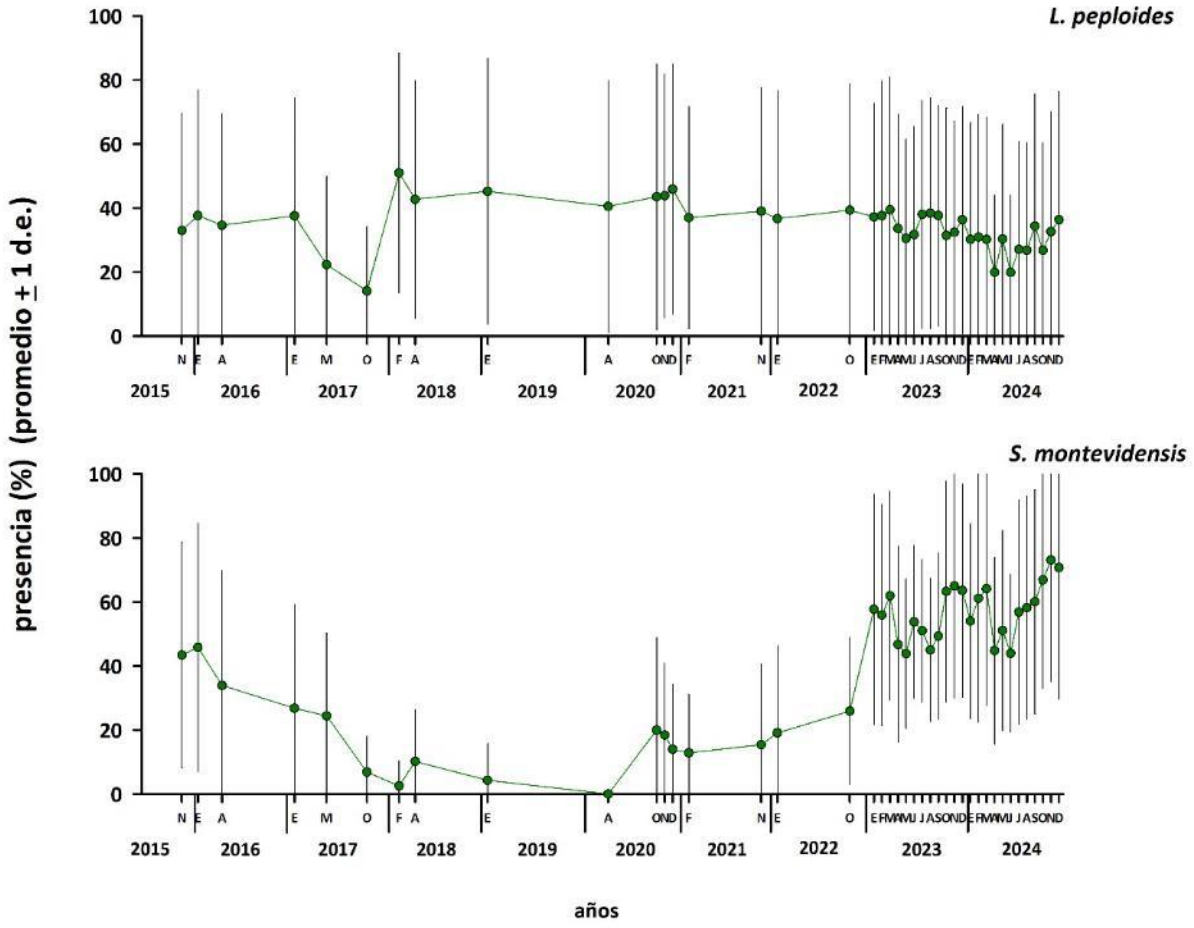


Figura 4.1.23. Variabilidad espacio temporal de la presencia promedio de *Ludwigia peploides* y *Sagittaria montevidensis*, en 19 sectores del HRC.

CONCLUSIONES

- Durante el año 2024, los valores de presencia promedio de *E. densa* y *S. montevidensis*, fueron más altos que durante años precedentes. Por el contrario, durante ese año, las presencias promedio de *P. pusillus* fueron más bajas que durante los años anteriores. A su vez, *P. lucens* y *L. peploides* mostraron durante el año 2024, presencias promedio similares a las de muestreos previos a ese año.

- Durante el año 2020, solo *E. densa* mostró una marcada baja, en cuanto a presencia se refiere; ese fue el año de la afectación de esta especie en diferentes áreas del humedal.
- Durante el período noviembre 2015 - abril 2020 y con excepción de *E. densa*, las presencias promedios *P. lucens*, *P. pusillus*, *L. peploides* y *S. montevidensis*, mostraron valores altos de desviación estándar, lo que refleja la distribución parchosa de las mismas en el HRC. Posterior a abril 2020, los promedios de presencia de las últimas cuatro especies, han seguido mostrando tal tipo de distribución (esto último evidenciado por las altas desviaciones estándar calculadas), situación también evidenciada para *E. densa*.

4.1.3. COBERTURA DE LUCHECILLO MEDIANTE ORTOMOSAICOS

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". Desde el año 2023 y como parte del servicio antes mencionado, se incrementó el número anual de vuelos dron para evaluación de cobertura del Luchecillo (de uno anual como se venía realizando, a 2 - 3 vuelos por temporada anual). Lo anterior, ha permitido aumentar la certidumbre de las conclusiones, relacionadas a la variabilidad espacio temporal de la cobertura del Luchecillo en el HRC.

METODOLOGIAS

Hasta el año 2023, los ortomosaicos obtenidos con aparatos voladores no tripulados, se utilizaban como insumo complementario para los análisis de cobertura de Luchecillo, mediante sensores remotos. Con posterioridad a la afectación del Luchecillo

durante el invierno 2020 (ver mención a tal situación en sección 4.1.2 de este Informe), los ortomosaicos arriba mencionados comenzaron también a ser utilizados, con el objetivo de evaluar la variabilidad inter anual de la cobertura de esta macrófita acuática. Más aún y como mencionado más arriba, el número de vuelos dron para estudios de cobertura del Luchecillo se han incrementado. Los vuelos se han realizado con un Dron Mavic 2 Pro, a alturas que han variado entre 50 y 80 m y durante meses de primavera, verano e inicios del otoño.

Para el caso específico del objetivo arriba mencionado, las imágenes obtenidas con el Dron se procesaron con el “software” Agisoft Metashape, a fin de obtener ortomosaicos de cada sitio de muestreo. Esas imágenes fueron sometidas a análisis tendientes a evaluar la cobertura de Luchecillo (ver metodologías más adelante) en los 12 sectores que se muestran en la Figura 4.1.24.

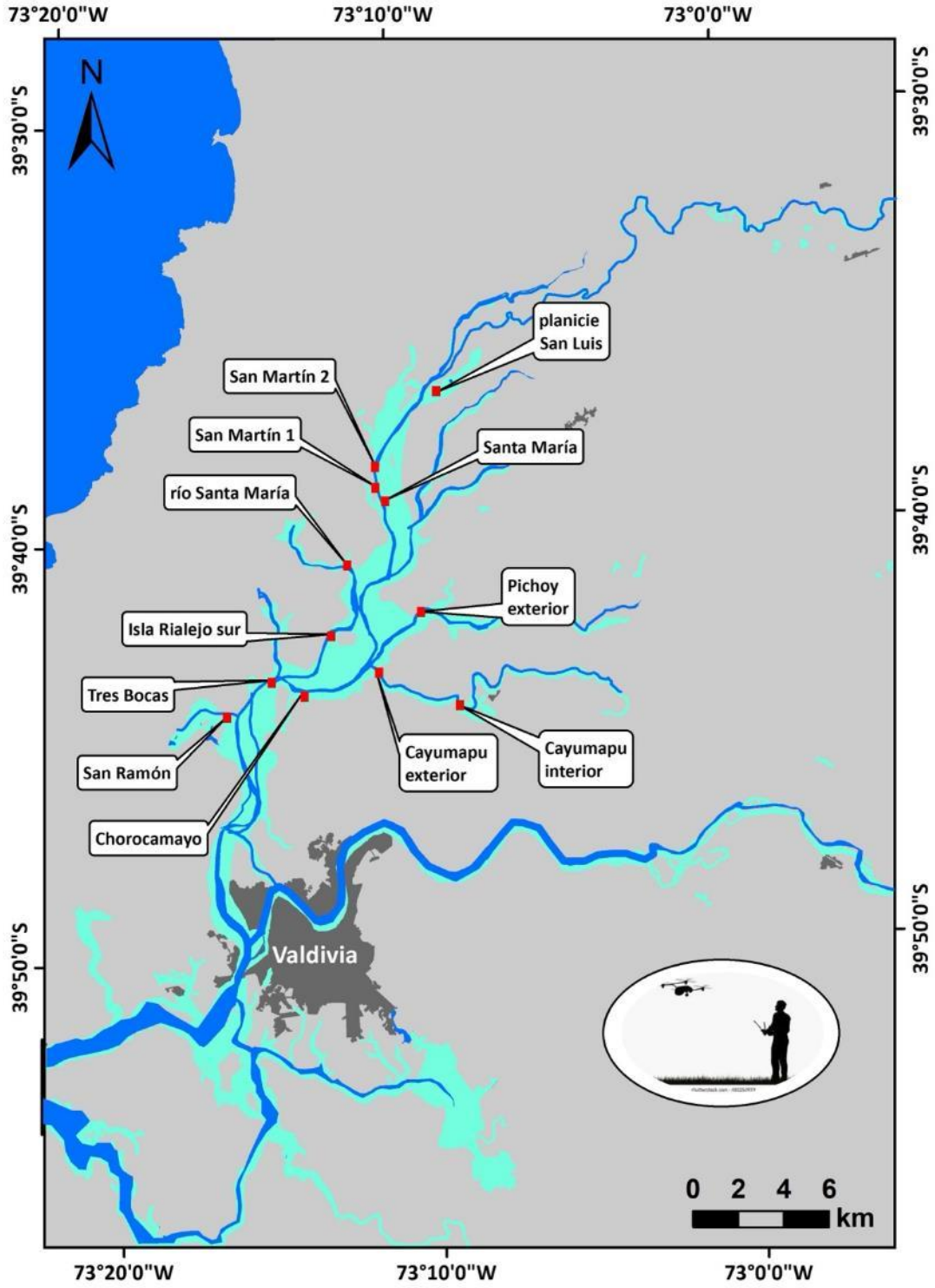


Figura 4.1.24. Ubicación de los 12 sitios seleccionados para obtención de ortomosaicos para evaluación inter anual de la cobertura del Luchecillo.

Dado que los ortomosaicos obtenidos en cada vuelo pueden variar en tamaño, se procedió a estandarizar las imágenes para cada sitio, de manera que representaran la misma área. Esta estandarización se realizó manualmente, utilizando el software Photoshop; para ello, se montaron las imágenes (*i.e.,* ortomosaicos) de cada sitio a lo largo de los años y se seleccionaron únicamente aquellos segmentos, donde el montaje o traslape era del 100%.

Con las imágenes estandarizadas, se empleó la herramienta "varita mágica" de Photoshop para seleccionar los píxeles asociados al Luchecillo, al agua y a elementos no deseados para los análisis (muelles, lanchas, troncos, etc.). La selección de píxeles se ajustó con la información obtenida *in situ* (presencia de plantas de Luchecillo). Finalmente, y a través de la herramienta "Histograma", se determinó el número total de píxeles asociados a esta macrófita acuática, al agua y a elementos no deseados en cada sitio y año.

Para obtener el porcentaje de Luchecillo para cada sitio y mes de muestreo, se aplicaron las siguientes formulas:

- Píxeles disponibles para el Luchecillo = (píxeles totales - píxeles agua - pixeles de elementos no deseados para los análisis)
- % de Luchecillo = (pixeles de Luchecillo x 100) / pixeles disponibles para esta planta

RESULTADOS

El análisis de los ortomosaicos obtenidos entre febrero 2021 (vuelos realizados aproximadamente seis meses después de la afectación) y hasta diciembre 2024, permite identificar las siguientes categorías, en base al grado de afectación y/o recuperación de esta macrófita acuática en el HRC:

i) Sitios sin recuperación, en donde la cobertura tiene mayoritariamente valores cercanos o inferiores al 10%: planicie sedimentaria intermareal de San Luis y fondos someros ubicados en los sitios San Martín 2, Santa María y desembocadura del río San Ramón (Fig. 4.1.25).

ii) Sitios de recuperación lenta, en los cuales los valores máximos de cobertura alcanzan durante el año 2024 valores cercanos al 50%: fondos someros de San Martín 1, río Santa María, Rialejo sur y Chorocamayo (Fig. 4.1.26).

iii) Sitios de recuperación rápida, donde la cobertura durante el año 2024 es cercana o mayor a 60% (Pichoy exterior, Cayumapu exterior y Tres Bocas) (Fig. 4.1.27).

iv) Sitio sin afectación, en el cual la cobertura del Luchecillo no fue afectada por lo ocurrido el invierno 2020 y cuyos valores han variado (2015 - 2024), entre 70 y 90 % (Cayumapu interior) (Fig. 4.1.28).

La Figura 4.1.29, resume - mediante presentación de promedios - las tendencias en los datos de cobertura del Luchecillo, acorde tipo de categoría de afectación.

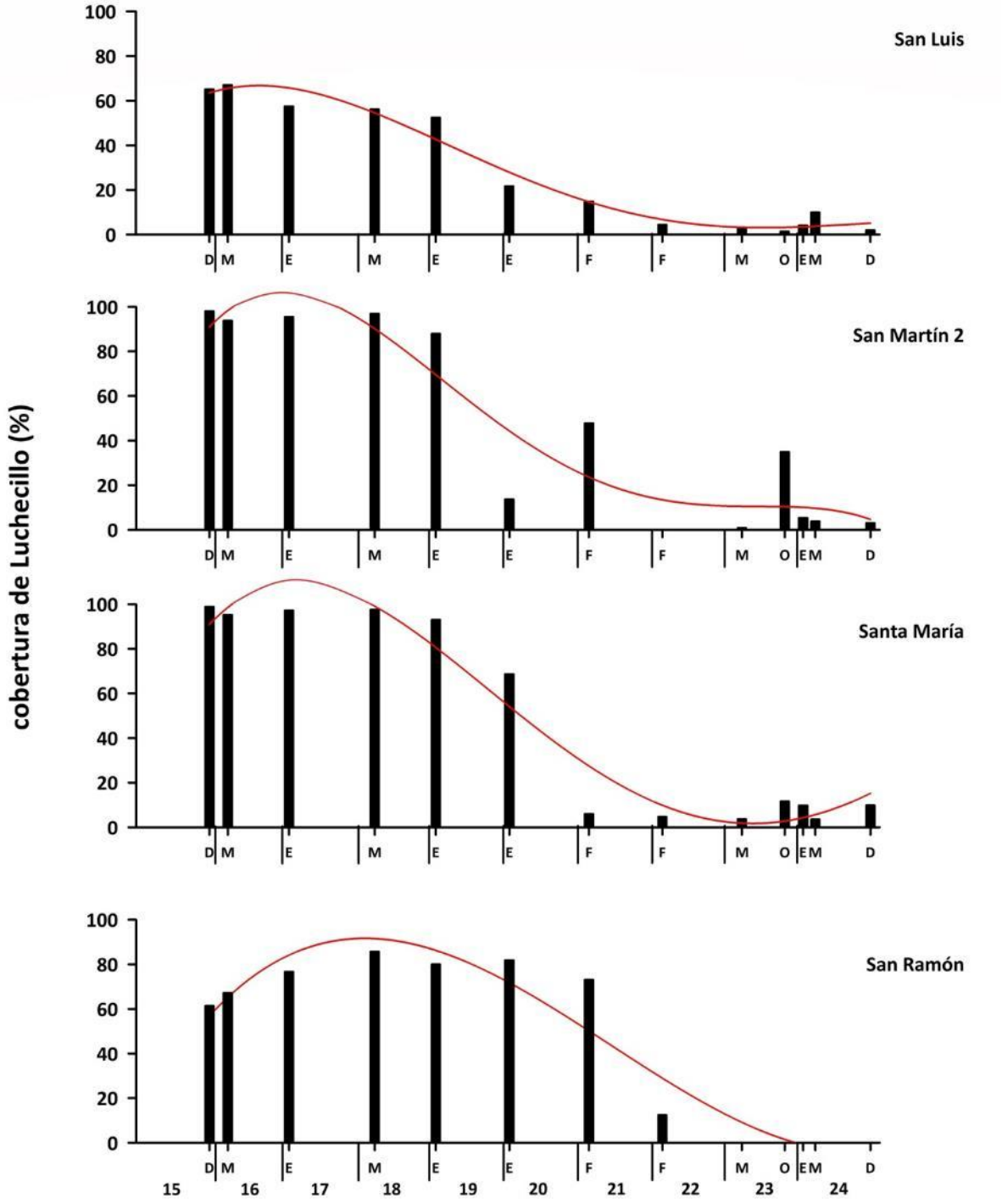


Figura 4.1.25. Variabilidad espacial e inter anual (2015 – 2024) de la cobertura (%) de Luchecillo, obtenida mediante análisis de ortomosaicos, en los sectores donde esta macrófita no se ha recuperado.

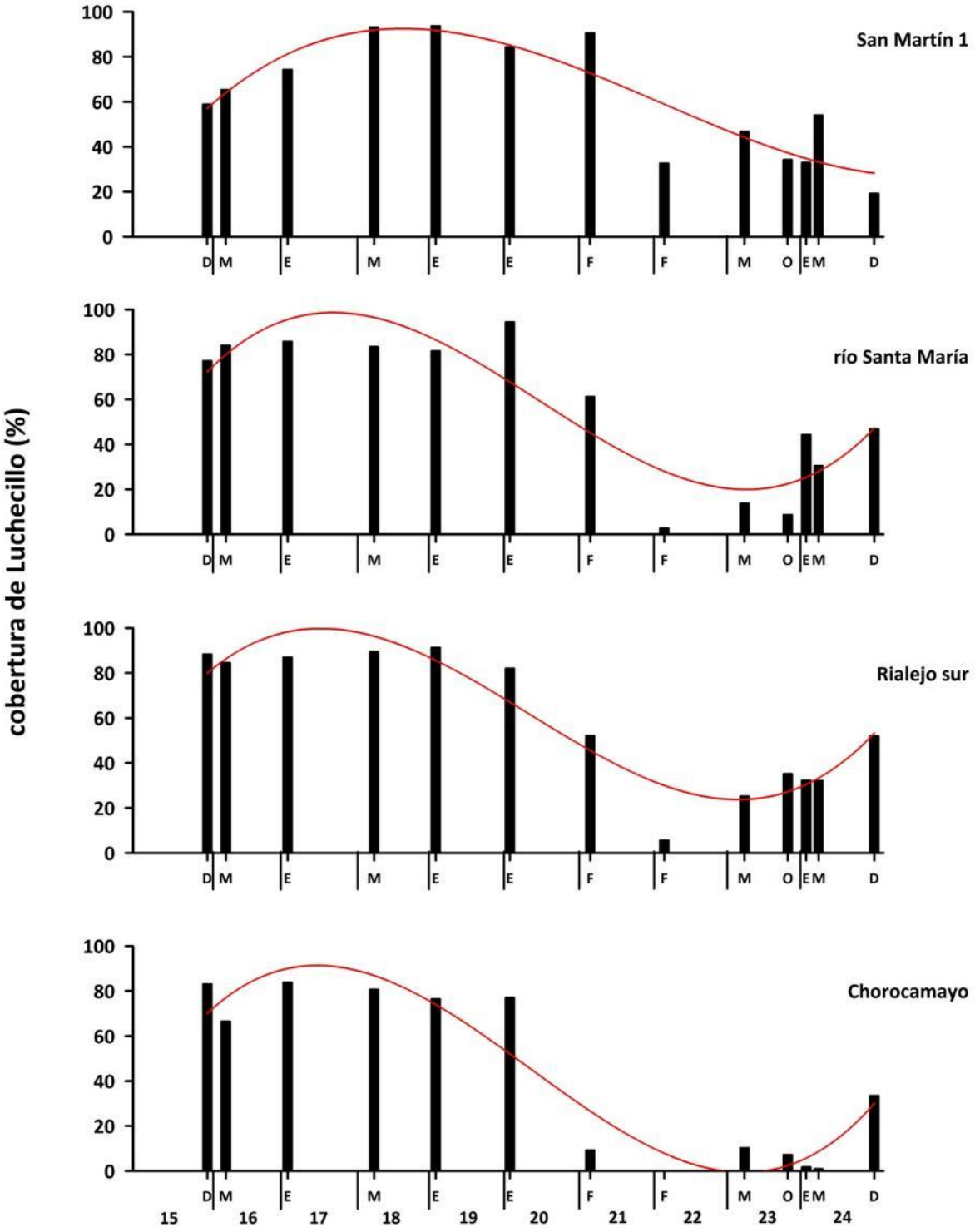


Figura 4.1.26. Variabilidad espacial e inter anual (2015 - 2024) de la cobertura (%) de Luchecillo, obtenida mediante análisis de ortomosaicos, en los sectores con recuperación lenta de esta macrófita.

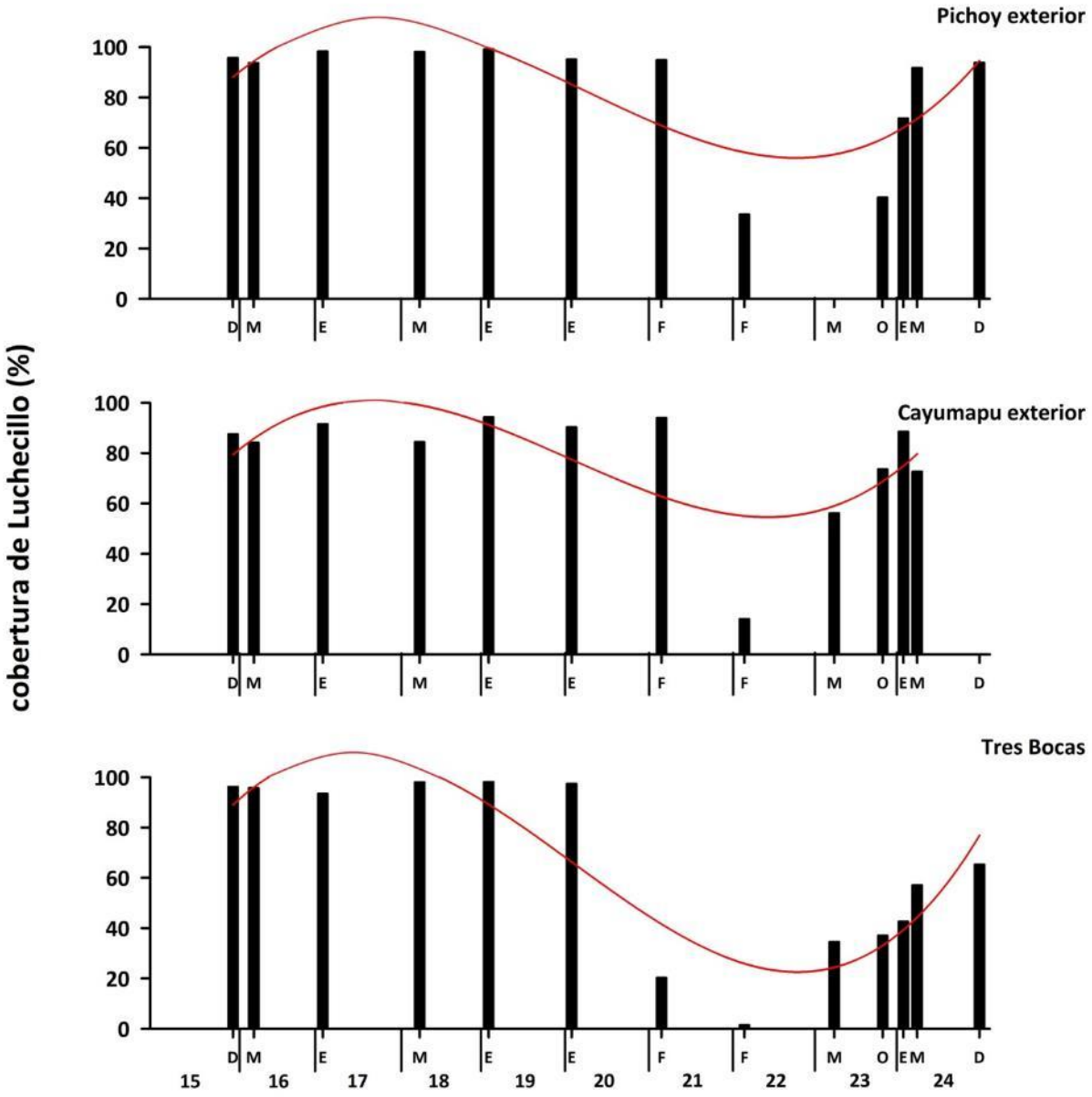


Figura 4.1.27. Variabilidad espacial e inter anual (2015 - 2024) de la cobertura (%) de Luchecillo, obtenida mediante análisis de ortomosaicos, en los sectores con recuperación rápida de esta macrófita.

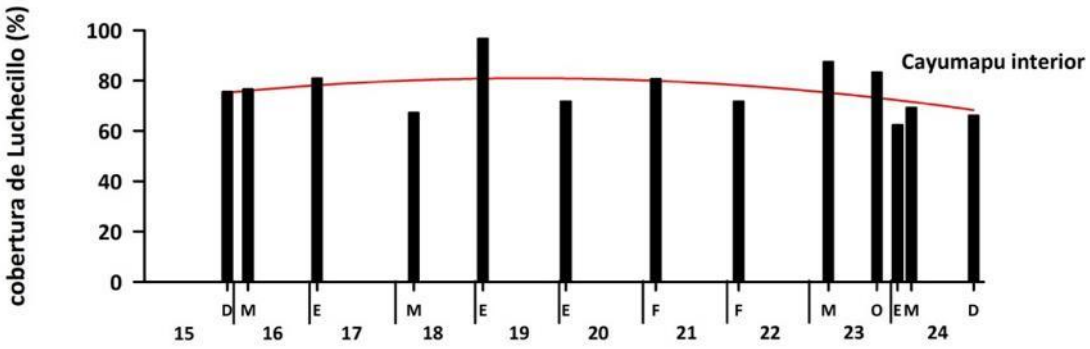


Figura 4.1.28. Variabilidad espacial e inter anual (2015 - 2024) de la cobertura (%) de Luchecillo, obtenida mediante análisis de ortomosaicos, en el sector donde no ocurrió afectación de esta macrófita durante el año 2020.

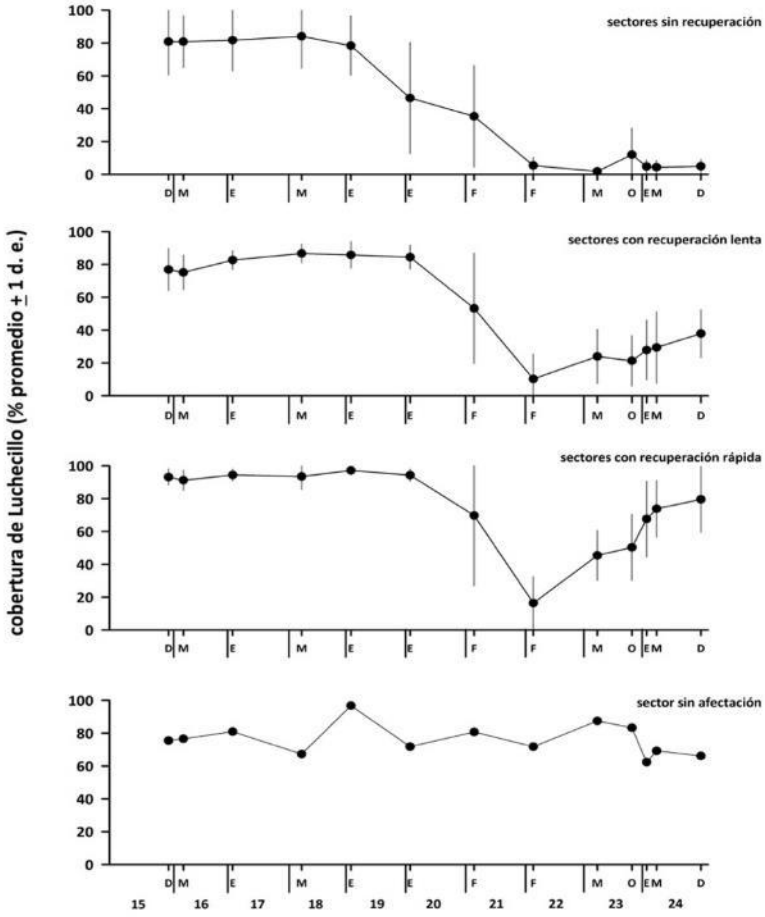


Figura 4.1.29. Promedios de cobertura de Luchecillo, acorde categoría de afectación (ver texto).

Las coberturas promedio durante el período “antes”, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que durante el período “después”, en todos los sitios comparados en las categorías sin recuperación (San Luis, San Martín 2, Santa María y San Ramón) y recuperación lenta (San Martín 1, río Santa María, Rialejo sur y Chorocamayo), además de un sitio categorizado como de recuperación rápida (Tres Bocas) (Tabla 4.1.10). Por el contrario, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar los períodos “antes” y “después” en dos sitios categorizados como de recuperación rápida (Pichoy exterior y Cayumapu exterior) y en el que no tuvo afectación durante el año 2020 (Cayumapu interior) (Tabla 4.1.10).

Tabla 4.1.10. Resumen de ANDEVA de una vía para evaluar eventuales diferencias temporales (“antes” y “después” de la afectación del año 2020) en las coberturas de Luchecillo de 12 sectores del HRC. El período “antes”, corresponde a diciembre 2015 - enero 2020, a la vez que el período “después”, corresponde a febrero 2021 - diciembre 2024. Los valores de p en negrilla son significativos ($p<0,05$) para cada prueba.

Categoría	sitio	GL	SC	CM	F	P
Sin recuperación	San Luis (*)	1	3,803	3,803	42,708	**<0,001**
Sin recuperación	San Martín 2 (*)	1	4,491	4,491	10,489	**0,008**
Sin recuperación	Santa María (*)(**)	1	4,338	4,338	158,573	**<0,001**
Sin recuperación	San Ramón (*)(**)	1	5,731	5,731	17,759	**0,002**
Recuperación lenta	San Martín 1 (*)	1	0,264	0,264	9,579	**0,010**
Recuperación lenta	río Santa María (*)(**)	1	1,254	1,254	9,763	**0,010**
Recuperación lenta	Rialejo sur (*)(**)	1	0,778	0,778	13,084	**0,004**
Recuperación lenta	Chorocamayo (*)(**)	1	4,955	4,955	25,879	**<0,001**
Recuperación rápida	Pichoy exterior (*)(**)	1	0,086	0,086	4,233	0,067
Recuperación rápida	Cayumapu exterior (*)	1	0,108	0,108	2,267	0,163
Recuperación rápida	Tres Bocas (*)(**)	1	1,094	1,094	6,502	0,027
Sin afectación	Cayumapu interior	1	44,593	44,593	0,464	0,510

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; p = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a $_{Log10;}$ (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

CONCLUSIONES

- El análisis comparativo de ortomosaicos, obtenidos entre los años 2015 y 2024, en 12 sitios del HRC, muestra que la afectación de la cobertura del Luchecillo ocurrida durante el año 2020, no fue uniforme a través del humedal. Lo anterior, se ve reflejado en las diferentes respuestas que mostró esta macrófita acuática a tal afectación.

- Sitios ubicados en o cercanos a planicies sedimentarias intermareales (aquellos incluidos en la categoría sin recuperación de cobertura), fueron los de mayor afectación, ya que, a diciembre 2024, no muestran recuperación en cuanto a coberturas del Luchecillo se refiere.

- Por el contrario, sitios ubicados en áreas alejadas de ese tipo de hábitat, la afectación fue menor o esta no ocurrió.

- Todo lo anterior, revela la importancia de la dinámica física de las planicies sedimentarias del humedal sobre el estado de salud del Luchecillo (ver sección 4.1.8. Plumas de resuspensión de sedimentos y eventual afectación del Luchecillo).

4.1.4. ESTADO DE LUCHECILLO MEDIANTE MUESTREOS DE BIOMASA FRESCA (“STANDING STOCK”)

ANTECEDENTES

Esta evaluación se ha venido realizando desde enero 2020, aproximadamente siete meses antes de la afectación del Luchecillo en el HRC que ocurrió durante ese año (ver mención a tal situación en sección 4.1.3 de este Informe).

METODOLOGIAS

Durante marea baja y en 33 sitios de muestreo (Fig. 4.1.30), se ha utilizado un cuadrante de 50 x 50 cm (0,25 m^2) para delimitar un área determinada y extraer plantas de la misma (Fig. 4.1.31). Lo anterior, con el objetivo de obtener datos de biomasa en pie ("standing stock") o peso fresco de esta macrófita acuática.

Los muestreos se realizaron durante el período de menor pluviosidad (noviembre & inicios de mayo); es decir, cuando la altura del espejo de agua es menor, de tal modo de acceder con facilidad a las praderas de Luchecillo.

Los datos se han analizado, vía evaluación de la variabilidad en el tiempo de valores promedios de biomasa en pie (peso fresco *ex situ*) y elaboración de histogramas. Para lo último, los datos de terreno se ordenaron en intervalos de valores de peso y representaron gráficamente, por medio de histogramas.

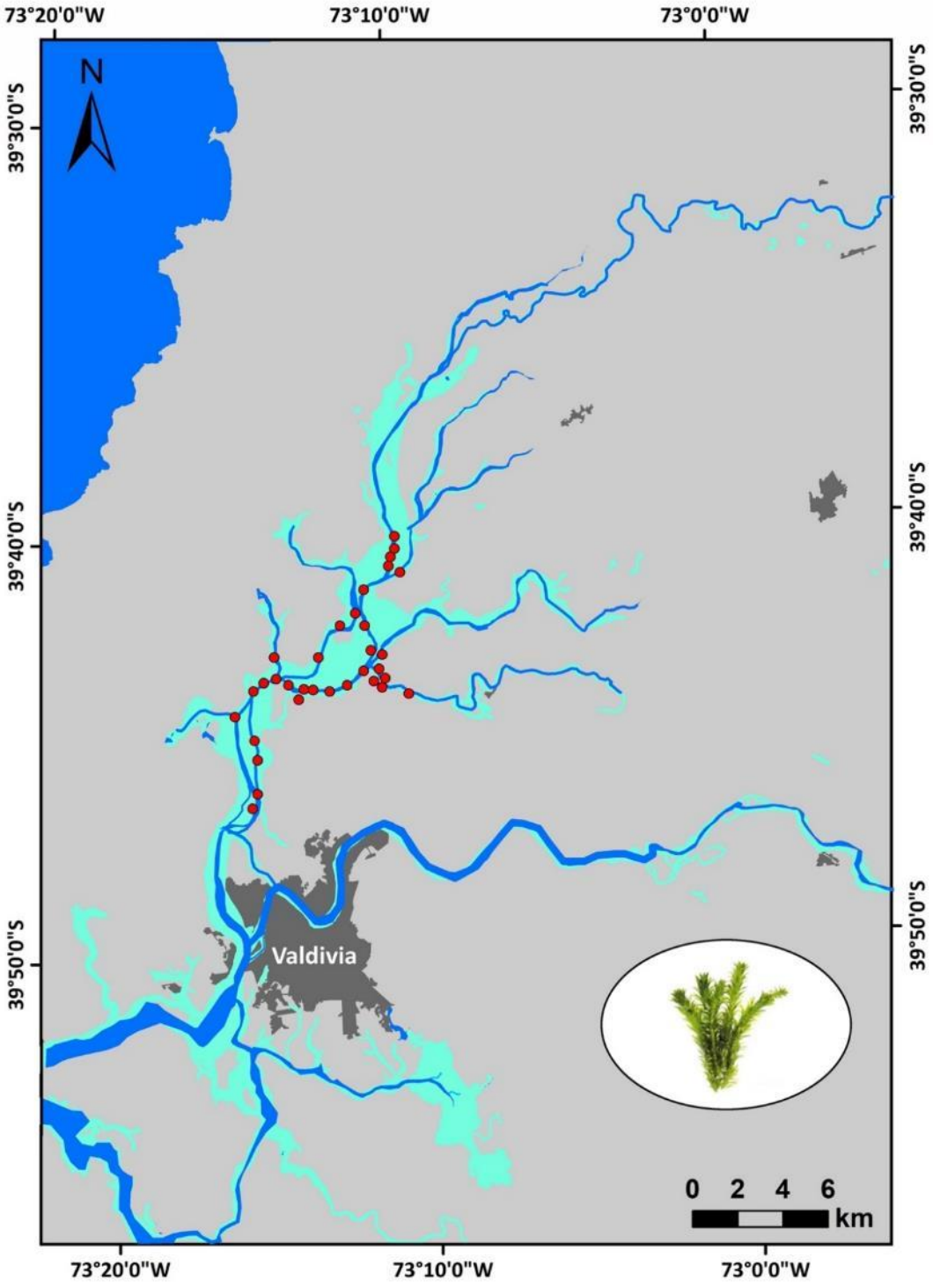


Figura 4.1.30. Ubicación de los 33 sitios donde se han obtenido muestras para evaluación inter anual de la biomasa en pie ("standing stock") del Luchecillo en el HRC.

Figura 4.1.31. Utilización de un cuadrante de 50 x 50 cm (0,25 m^2) para delimitar un área determinada (lado izquierdo) y extraer plantas de Luchecillo (lado derecho), para proceder a obtener valores de peso fresco o húmedo *ex situ*, en los 33 sitios indicados en la Fig. 4.1.30.

RESULTADOS

La Figura 4.1.32 muestra la variabilidad inter anual de la biomasa fresca promedio (n= 33 sitios) de Luchecillo en el HRC. Con anterioridad al invierno del 2020, el valor promedio de tal parámetro fue de alrededor de 600 gramos por 0,25 m^2; con posterioridad a ese invierno (noviembre 2020 a noviembre 2022), los valores promedio de peso fresco de Luchecillo variaron entre aproximadamente 400 y 500 gramos por 0,25 m^2 (Fig. 4.1.32). Para mayo 2023 (*circa* tres años de ocurrida la afectación), la biomasa fresca de esta macrófita acuática, había alcanzado un promedio cercano a los 1100 gramos por 0,25 m^2 (Fig. 4.1.32), lo que permite hipotetizar que, para esa fecha, este parámetro biológico había entrado en proceso de recuperación. Durante marzo 2024, la biomasa estimada alcanzó un promedio de aproximadamente 2360 gramos por 0,25 m^2 (Fig. 4.1.32).

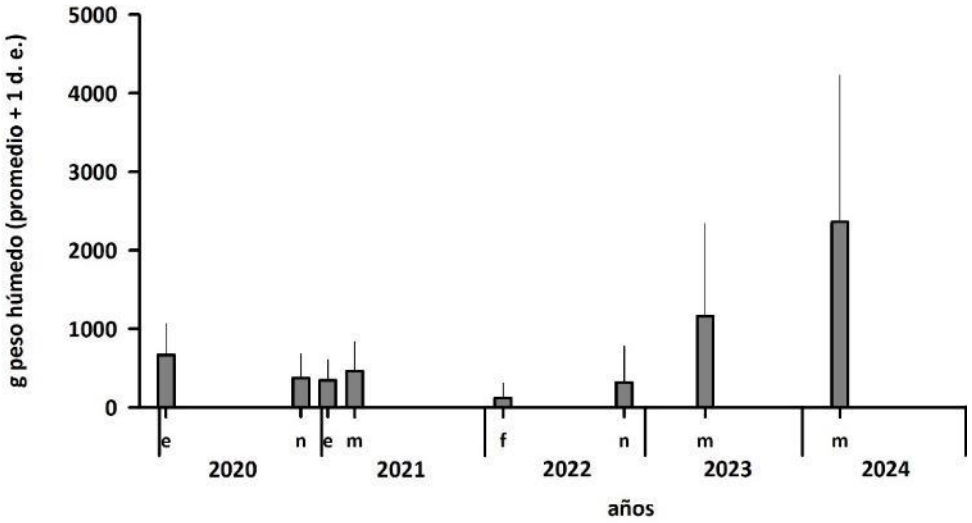


Figura 4.1.32. Variabilidad de la biomasa promedio en pie ("standing stock") del Luchecillo en el HRC. Valores promedios calculados en base a un n de 33 sitios.

La Tabla 4.1.11, muestra los resultados del análisis de varianza y test *a posteriori* de Tukey, llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias entre los valores de biomasa o peso fresco de Luchecillo, obtenidos para cada uno de los meses de muestreo indicados en la Figura 4.1.32. Esos resultados, muestran que los valores obtenidos durante mayo 2023 y marzo 2024, fueron significativamente más altos ($p<0,05$) que todos los otros valores obtenidos durante este estudio y que aquellos calculados para febrero y noviembre 2022 fueron los más bajos.

Tabla 4.1.11. Resumen de ANDEVA de una vía y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales en la biomasa peso fresco de Luchecillo, registrada en 33 puntos del HRC durante el periodo 2020 - 2023. El factor de análisis es Fecha (enero 2020 (E20), noviembre 2020 (N20), enero 2021 (E21), marzo 2021 (M21), febrero 2022 (F22), noviembre 2022 (N22), mayo 2023 (M23) y marzo 2024 (M24). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Biomasa (*) (**)	Fecha	7	120,963	17,280	22,606	**<0,001**	M23=M24>E20=N20=E21=M21>F22=N22
	Error	256	195,693	0,764			
	Total	263	316,656				

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; p = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

La Figura 4.1.33, representa de otro modo - confección de histogramas - la variabilidad inter anual en la biomasa o peso húmedo del Luchecillo. Tres son los aspectos que destacan del análisis de esos histogramas:

i) Durante enero 2020 (antes de la afectación), se detectó la presencia de Luchecillo en todos los cuadrantes examinados; en otras palabras, el intervalo 0 - 1 g de peso fresco (correspondiente a ausencia de Luchecillo) no estuvo representado durante ese mes.

ii) Aun cuando, entre noviembre 2020 y marzo 2024, el intervalo correspondiente a ausencia de Luchecillo (0 - 1 g de peso fresco) estuvo representado (con excepción de marzo 2021), el número de cuadrantes con ausencia de plantas, disminuyó desde febrero y noviembre 2022 a mayo 2023 - marzo 2024.

iii) Entre noviembre 2022 y mayo 2023 - marzo 2024, se observó un desplazamiento hacia la derecha de los intervalos que representan los valores más altos de biomasa (> 1000 gramos).

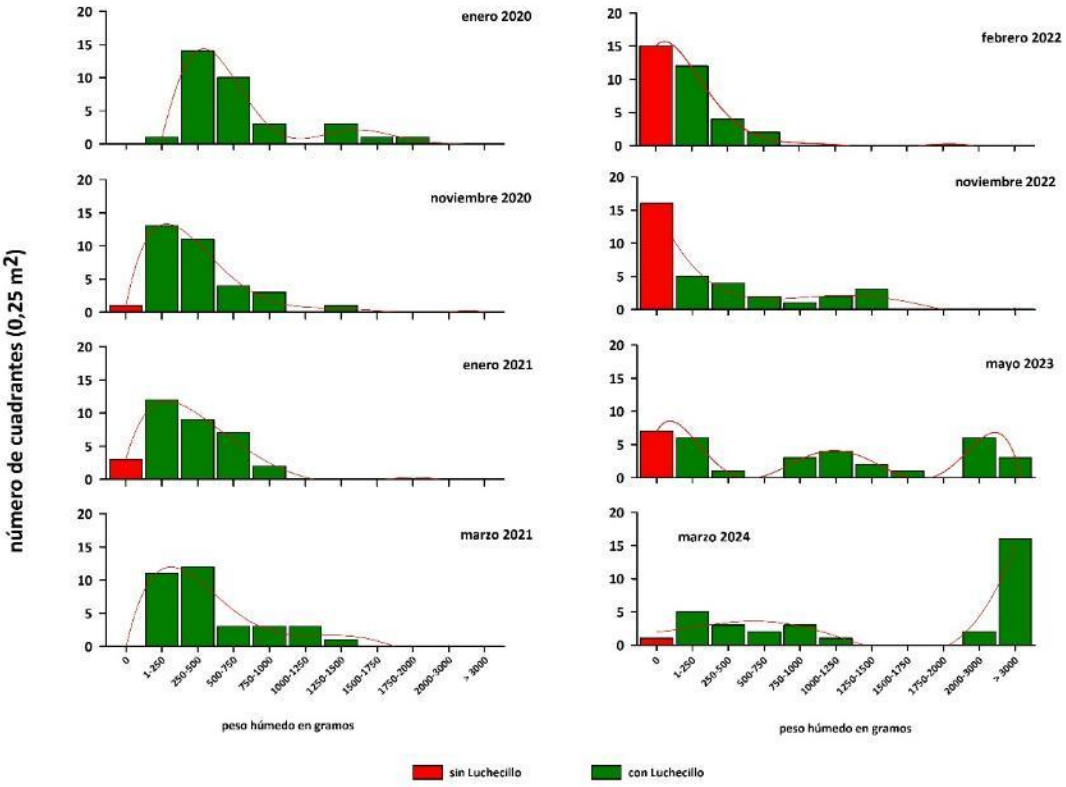


Figura 4.1.33. Valores de biomasa (peso húmedo en gramos) de muestras de Luchecillo pesadas *ex situ* en los 33 sitios de muestreo que se indican en la Figura 4.1.30.

CONCLUSIONES

- Luego de la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020, su biomasa peso fresco permaneció por al menos dos años (hasta fines del 2022), con valores inferiores a los de enero 2020 (mes de estudio correspondiente al período precedente al de la afectación).

- El resultado del análisis estadístico y el de los histogramas, sugieren que, a marzo 2024, la biomasa peso fresco del Luchecillo se ha recuperado en el HRC.

4.1.5. ESTIMACION DEL ESTADO DE SALUD DEL LUCHECILLO MEDIANTE OBSERVACIONES *EX SITU* Y CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". Desde el año 2023 y como parte del servicio antes mencionado, se comenzaron a realizar censos mensuales para evaluar la presencia del Luchecillo (*Egeria densa*) en las riberas del humedal. Aparte de tal evaluación, se procedió a evaluar el estado de salud de esta macrófita acuática, mediante la aplicación de una metodología (ver Metodologías más adelante), consistente en anotar el color de plantas de Luchecillo, observadas *in situ* y *ex situ.* Además de aquello y debido a las implicancias de estudios anteriores, en cuanto a carga de Hierro y Aluminio sobre talos y hojas del Luchecillo en el humedal, se refiere (UACh 2005, 2008, 2014 y 2015), se evaluaron las concentraciones de tales metales en plantas recolectadas dentro y fuera del HRC (ver Metodologías).

METODOLOGIAS

Plantas sanas y afectadas

Desde el año 2014, se ha venido monitoreando el estado de varios componentes abióticos y bióticos del HRC; entre los últimos, se incluye al Luchecillo. La experiencia acumulada durante años, ha permitido al equipo del monitoreo del humedal, utilizar un criterio muy simple para diferenciar el estado de salud del Luchecillo; este criterio está relacionado al aspecto físico y externo de plantas observadas *in situ* y *ex situ*.

Las plantas de color verde, sin manchones café oscuros en sus hojas y talos y sin daños estructurales externos a simple vista, son plantas sanas (Fig. 4.1.34 a). Por el contrario, las plantas de color café oscuro y negro en sus hojas y talos (Fig. 4.1.34 b y c) y con aparentes daños externos o manchas necróticas sobre esas estructuras, son plantas afectadas.

Figura 4.1.34. a) Plantas de Luchecillo de color verde o sanas; b) plantas de color café oscuro y c) plantas negras (plantas afectadas).

La presencia de Luchecillo verde y café oscuro se ha evaluado entonces, en los 92 sitios que se indican en la Figura 4.1.35.

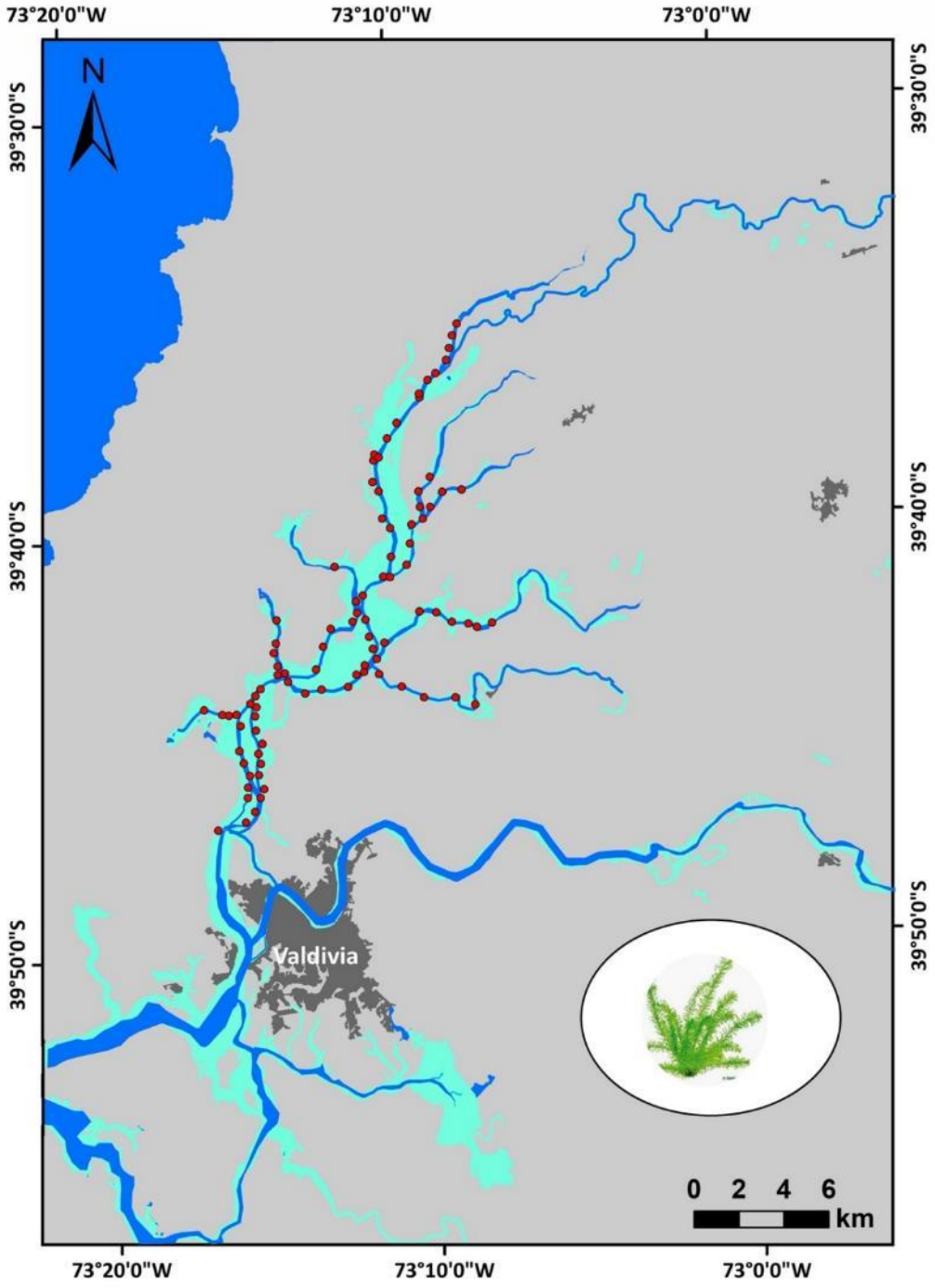


Figura 4.1.35. Ubicación de los 92 sitios, donde se ha evaluado el estado de salud del Luchecillo en el HRC, vía el examen *in situ* y *ex situ* de las plantas.

Carga de sólidos particulados o sedimentos en plantas de Luchecillo

Durante diciembre 2020 (aproximadamente cuatro meses después de haber detectado la afectación del Luchecillo en el humedal), fue posible observar en el agua superficial de algunos sitios con fondos someros (< 1 m de profundidad) ocupados con praderas de Luchecillo, concentraciones de sedimentos suspendidos aparentemente más altas que las de otros fondos someros también ocupados por Luchecillo (Fig. 4.1.36). Aparentemente también, el color de las plantas de aquellos sitios se correlacionaba con la cantidad de sedimentos suspendidos en el agua superficial.

Figura 4.1.36. Fondos someros ocupados por Luchecillo, con diferentes concentraciones de sedimentos suspendidos en el agua superficial de los mismos (concentraciones más altas en sitio representado por la fotografía de la izquierda).

Debido a lo anterior (cargas diferenciales de sedimentos suspendidos en el agua superficial de fondos someros con Luchecillo), se hace uso de datos resultantes del análisis de muestras de plantas recolectadas entre el 2 y 4 de diciembre de 2020 (dentro y fuera del HRC), con el objetivo de evaluar cuantitativamente la carga de sedimentos de plantas verdes (n = 8) y café oscuro (n = 5) recolectadas dentro del HRC y de plantas verdes recolectadas en las riberas del río Calle Calle (n = 4) (Fig. 4.1.37). Las muestras obtenidas en este último río, fueron controles para las del HRC, ya que durante la mayor parte de las visitas a terreno realizadas entre los años 2014 (inicio del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC) y 2024, han mostrado color verde o, dicho de otro modo, han estado sanas.

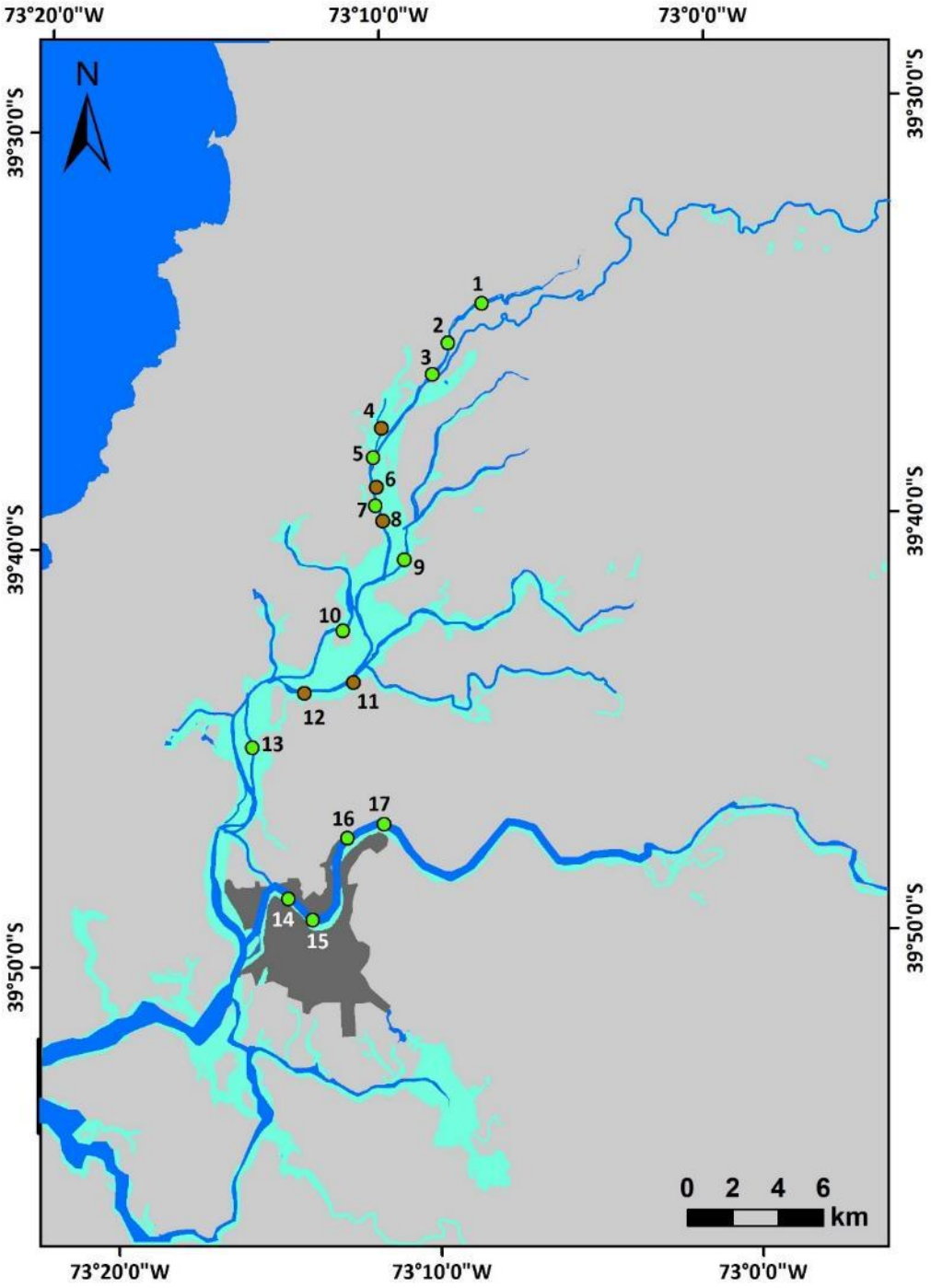


Figura 4.1.37. Ubicación de los sitios, desde donde se recolectaron muestras de plantas verdes y café oscuro en el humedal (sitios 1 a 13) y plantas verdes en el río Calle Calle (sitios 14 a 17). Nótese el color de los círculos, los cuales señalan desde que zonas se obtuvieron plantas de color verde y plantas de color café oscuro.

La Figura 4.1.38 ilustra el procedimiento *ex situ* realizado con las plantas recolectadas. Estas se colocaron en una centrífuga manual para lavado de verduras y a la cual se le agregaron 500 cc de agua, recolectada desde el humedal y en cada sitio de muestreo. Las plantas se lavaron vía rotación de la centrífuga, para así desprender los sólidos particulados o sedimentos depositados sobre los talos y hojas de las mismas.

Figura 4.1.38. Uso de centrífuga manual para lavado de verduras y obtención de sólidos particulados depositados sobre las plantas de Luchecillo. a) centrífuga manual, b) centrífuga cargada con plantas de Luchecillo, d) centrífuga cargada con plantas, previo a la rotación manual de la centrífuga, d) recolección de agua con sólidos liberados desde talos y hojas de las plantas, luego de rotación de la centrífuga.

Las muestras de agua resultantes de este proceso, se guardaron en recipientes plásticos y llevaron al laboratorio para ser filtradas en filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F (4,7 cm de diámetro con poros de 0,7 micrones), previamente pesados. Los filtros se llevaron a estufa para ser secados a 70°C por 48 horas, para posteriormente ser nuevamente pesados. Las concentraciones de sólidos particulados (sedimentos)

depositados sobre las plantas, se calcularon por diferencias de peso de filtros sin y con muestras.

Las concentraciones de sólidos particulados en diferentes estados de salud del Luchecillo se compararon con Análisis de Varianza y Test *a posteriori* de Tukey (ver Sokal & Rohlf, 1994).

Contenidos de Hierro y Aluminio en plantas de Luchecillo

Ya que se conoce que los suelos de la cuenca del área donde se inserta el HRC, tienen altos contenidos de Hierro y Aluminio - así como los sedimentos sub acuáticos del humedal (UACh 2005, 2015) - y que los resultados de análisis de plantas afectadas durante los cambios ambientales del año 2004 - 2005 y recolectadas dentro del HRC, tenían altos contenidos de Hierro, se utilizan en este estudio los contenidos de Hierro y Aluminio, como descriptores o "proxys" del estado de salud de esta macrófita acuática en el área (*cf.* UACh 2005, 2008, 2012, 2015).

Debido a lo anterior y con periodicidad *circa* estacional, se han recolectado plantas de Luchecillo (enero 2021 a diciembre 2024) en los sectores que se indican en la Figura 4.1.39, para evaluar concentraciones de estos metales pesados en los tejidos de las mismas.

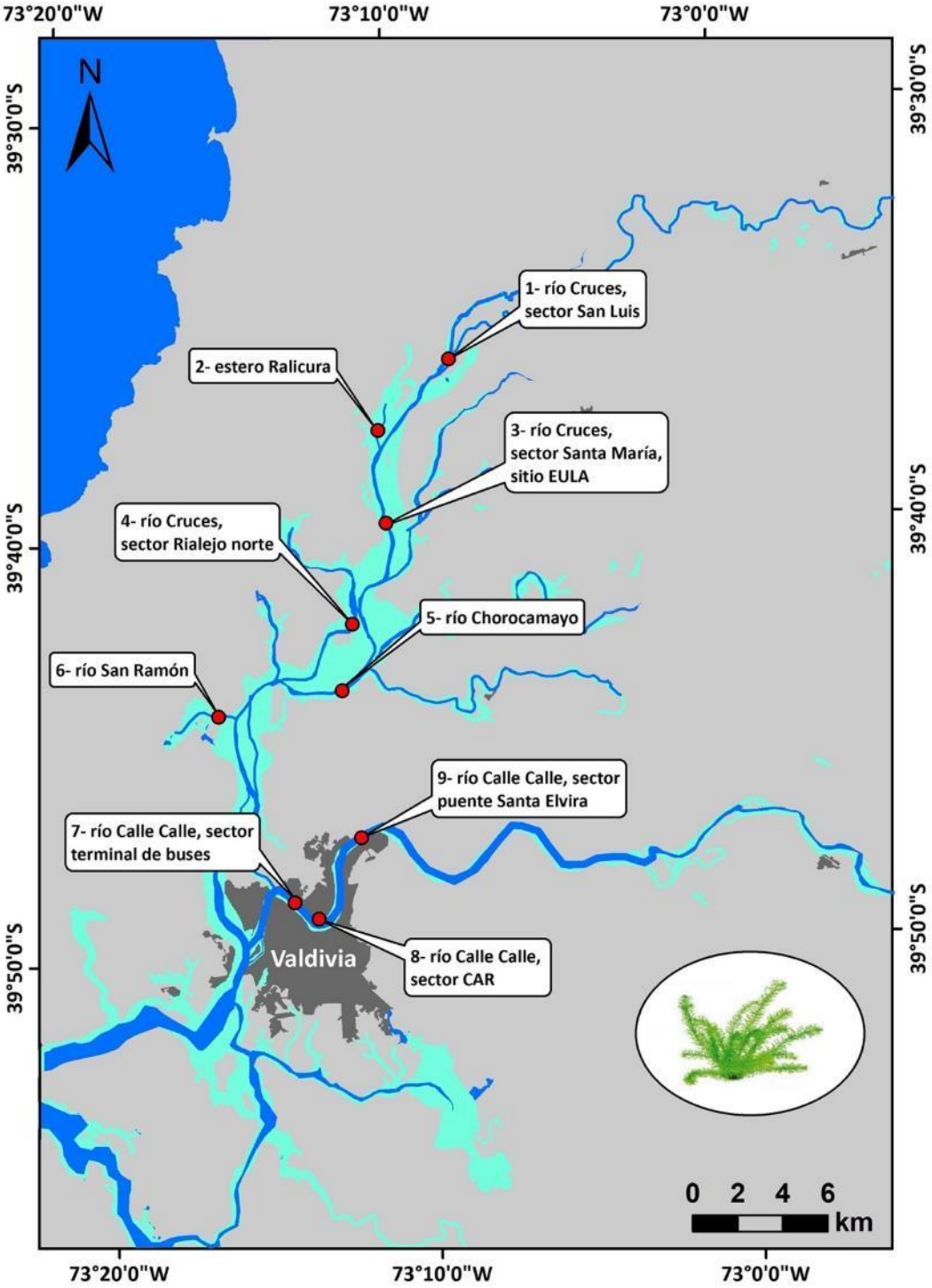


Figura 4.1.39. Ubicación de los nueve sitios, desde donde se han recolectado plantas para el análisis de contenidos de He y Al dentro y fuera del HRC.

La selección de esos sectores, data desde la evaluación de los contenidos de Hierro y Aluminio en plantas sanas (color verde) y afectadas (color café oscuro) recolectadas en el HRC, con posterioridad a la afectación del Luchecillo que ocurrió durante el invierno 2020. Los sitios de muestreo de plantas verdes han sido San Luis (sitio 1), Santa María, sitio EULA (sitio 3) y Rialejo norte (sitio 4), a la vez que en los sectores Ralicura (sitio 2), río Chorocamayo (sitio 5) y río San Ramón (sitio 6), se recolectaron plantas de color café oscuro entre enero 2021 y marzo 2023 (Fig. 4.1.39).

Aparte de lo anterior, se recolectaron plantas verdes en tres sitios del río Calle Calle: sector terminal de buses (sitio 7), CAR o Centro de Alto Rendimiento (sitio 8) y Puente Santa Elvira (sitio 9) (Fig. 4.1.39). Las muestras obtenidas en este último río, fueron controles para las del HRC, ya que durante la mayor parte de las visitas a terreno realizadas entre los años 2014 (inicio del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC) y 2024, las plantas de Luchecillo que ocurren en el río Calle Calle, han mostrado color verde o, dicho de otro modo, han estado sanas. Desde septiembre y diciembre 2023 a la fecha, no se han encontrado plantas de color café oscuro en el HRC; en otras palabras, solo se encontraron plantas verdes o sanas.

Las muestras recolectadas de Luchecillo, no tuvieron ningún tratamiento después de ser recolectadas (*i.e.,* no se lavaron); una vez en el laboratorio se secaron a temperatura ambiente (14 - 16°C) y enviaron al Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ) de la Universidad de Concepción, para análisis de concentraciones de Hierro y Aluminio, mediante uso de Plasma Inductivamente Acoplado con detector Masa, Thermo Scientific IQ-ICP/MS). Tales concentraciones fueron comparadas gráficamente con datos obtenidos durante el período 2005 - 2024: (enero 2005, febrero 2008, febrero 2012 y abril 2014 (UACh 2005, 2008, 2012, 2015), además de aquellos obtenidos durante marzo y septiembre del año 2023 y marzo 2024.

RESULTADOS

Plantas sanas y afectadas

La Figura 4.1.40, muestra la variabilidad en la presencia de Luchecillo en el área de estudio (92 sitios; Fig. 4.1.35), sin considerar el estado de salud o color de talos y hojas de las plantas observadas *ex situ*. Entre noviembre 2015 y octubre 2020, la presencia promedio de esta especie fue cercana a 90%; posteriormente tal parámetro comenzó a disminuir hasta *circa* 40% en enero 2022 (Fig. 4.1.40). A partir de abril 2022, la presencia porcentual del Luchecillo comenzó a recuperarse gradualmente hasta alcanzar *circa* 80% en diciembre 2024 (Fig. 4.1.40).

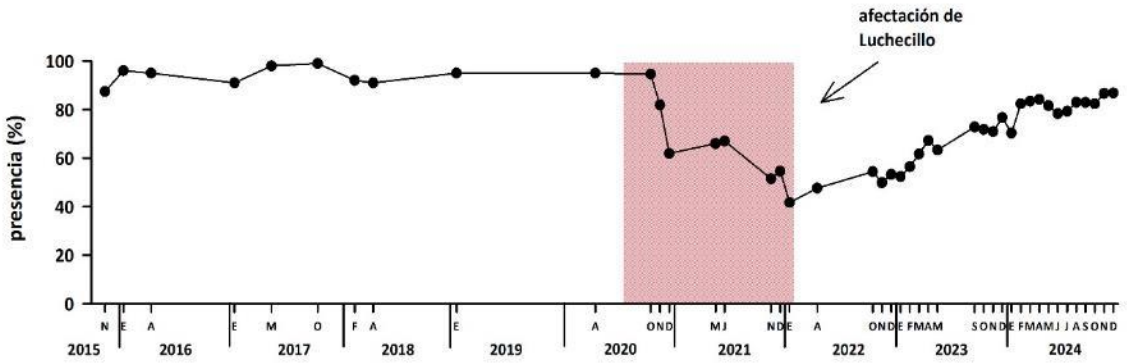


Figura 4.1.40. Variabilidad inter anual en la presencia de Luchecillo: estimaciones en base a observaciones *ex situ*, en los 92 sitios, cuyas localizaciones se muestran en la Figura 4.1.40. Los porcentajes aluden a todo tipo de plantas, sin hacer diferenciación en plantas color verde, café oscuro o negro.

Entre noviembre 2015 y abril 2020, la presencia promedio de plantas verdes o sanas, era cercana al 90% (Fig. 4.1.41). A octubre 2020, ese porcentaje había bajado a *circa* 75%; posteriormente y entre noviembre y diciembre del mismo año, ese porcentaje fue cercano al 20% (Fig. 4.1.41). Desde fines del año 2020 hasta abril 2022, la presencia promedio de plantas verdes en el área de estudio fluctuó alrededor de 20 - 35 %. No fue sino hasta octubre - diciembre 2022 (aproximadamente dos años después de observada

la afectación en el humedal), que la presencia de plantas verdes comenzó a hacerse más patente, llegando a cerca de 90% durante los últimos meses del año 2024 (Fig. 4.1.41).

Concomitante con la disminución de la presencia de plantas verdes y sanas, observada entre la primavera 2020 y la del año 2022, la presencia de plantas color café oscuro y negro se hizo notoria en el humedal (Fig. 4.1.41). A su vez, la recuperación de la presencia de plantas verdes fue concomitante con la disminución porcentual de plantas café oscuro y negro, observada desde el inicio de la primavera del año 2022 (Fig. 4.1.41). Tales plantas, prácticamente no se observaron durante el año 2024 (Fig. 4.1.41).

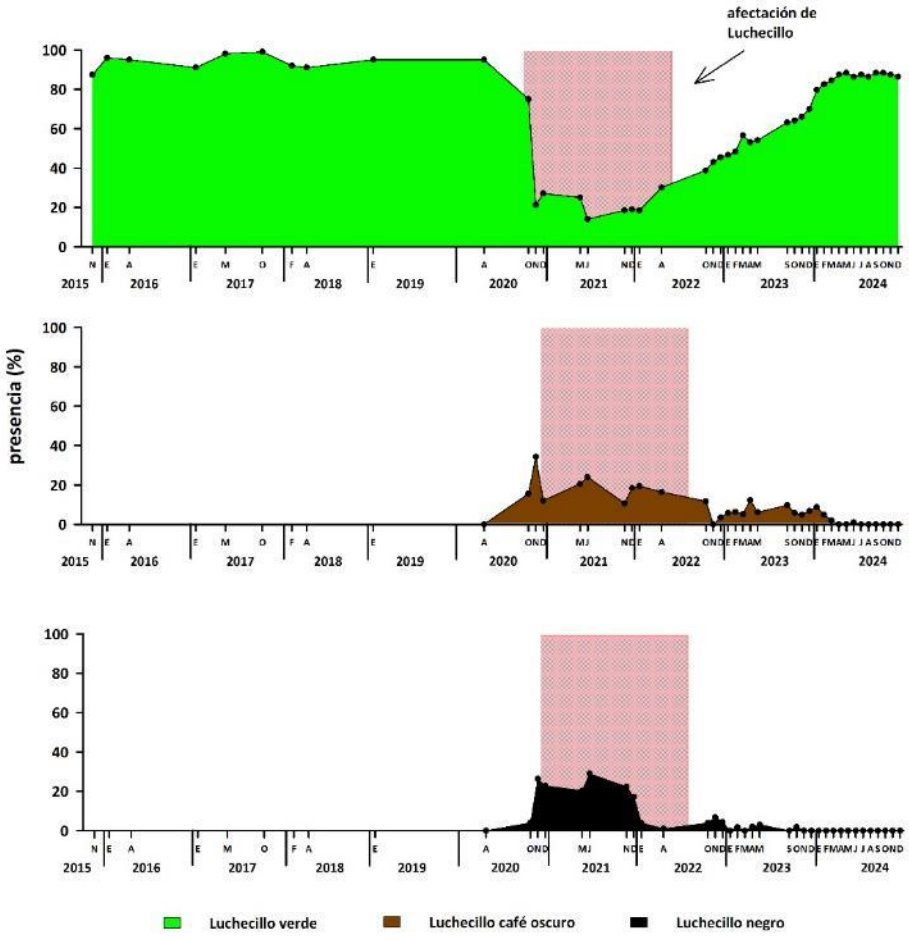


Figura 4.1.41. Variabilidad inter anual del estado sanitario del Luchecillo obtenido mediante observaciones *ex situ,* durante el periodo 2015 - 2024 en el HRC.

Carga de sólidos particulados o sedimentos en plantas de Luchecillo

La Figura 4.1.42 muestra que las concentraciones de sólidos particulados (partículas retenidas en filtro de microfibra) sobre plantas de Luchecillo color café oscuro y recolectadas durante diciembre 2020 dentro del HRC, fueron aproximadamente tres veces más altas que las medidas en plantas verdes de Luchecillo recolectadas dentro y fuera del humedal.

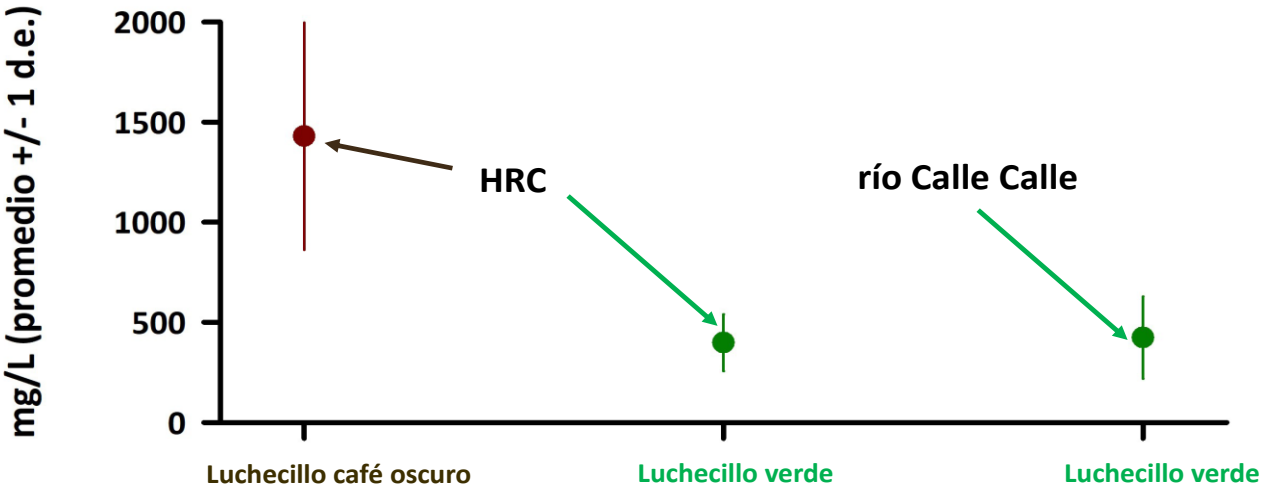


Figura 4.1.42. Concentraciones de sólidos particulados (sedimentos) depositados sobre hojas y talos de plantas de Luchecillo en diferentes estados de salud y recolectadas dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). Período de muestreo: 2 - 4 de diciembre de 2020.

Los resultados de un Análisis de Varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey, muestran que las concentraciones de sólidos particulados (sedimentos) en las plantas café oscuro del HRC, fueron significativamente más altas ($p<0,05$), que las estimadas para plantas de color verde, recolectadas tanto dentro como fuera del HRC (río Calle Calle) (Tabla 4.1.12).

Tabla 4.1.12. Resumen del Análisis de Varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de sólidos particulados o sedimentos, depositados sobre hojas y talos de plantas de Luchecillo en diferentes estados de salud y recolectadas dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle), durante diciembre 2020. La fuente de variación es Sector, incluyendo: HRCPV = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color verde, HRCPCO = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color café oscuro y RCCPV = río Calle Calle, plantas verdes. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente de variación	GL	SC	CM	F	P	Prueba de Tukey
SP (*)	Sector	2	1,027	0,514	15,634	**<0,001**	HRCPCO>HRCPV=RCCPV
	Residual	14	0,460	0,033			
	Total	16	1,487				

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados por $\log_{10}$.

Contenidos de Hierro y Aluminio en plantas de Luchecillo

Hierro

Durante el primer semestre del año 2021 (5 - 9 meses después de detectada la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020), las concentraciones promedio de Hierro en plantas color café oscuro recolectadas dentro del HRC (*circa* 30.000 y 60.000 µg Hierro / g de peso seco de Luchecillo), fueron similares a las calculadas para plantas del mismo color recolectadas durante diciembre 2004 - enero 2005 y febrero 2008 (período de afectación del Luchecillo, como resultado de los cambios ambientales del año 2004) (Fig. 4.1.43).

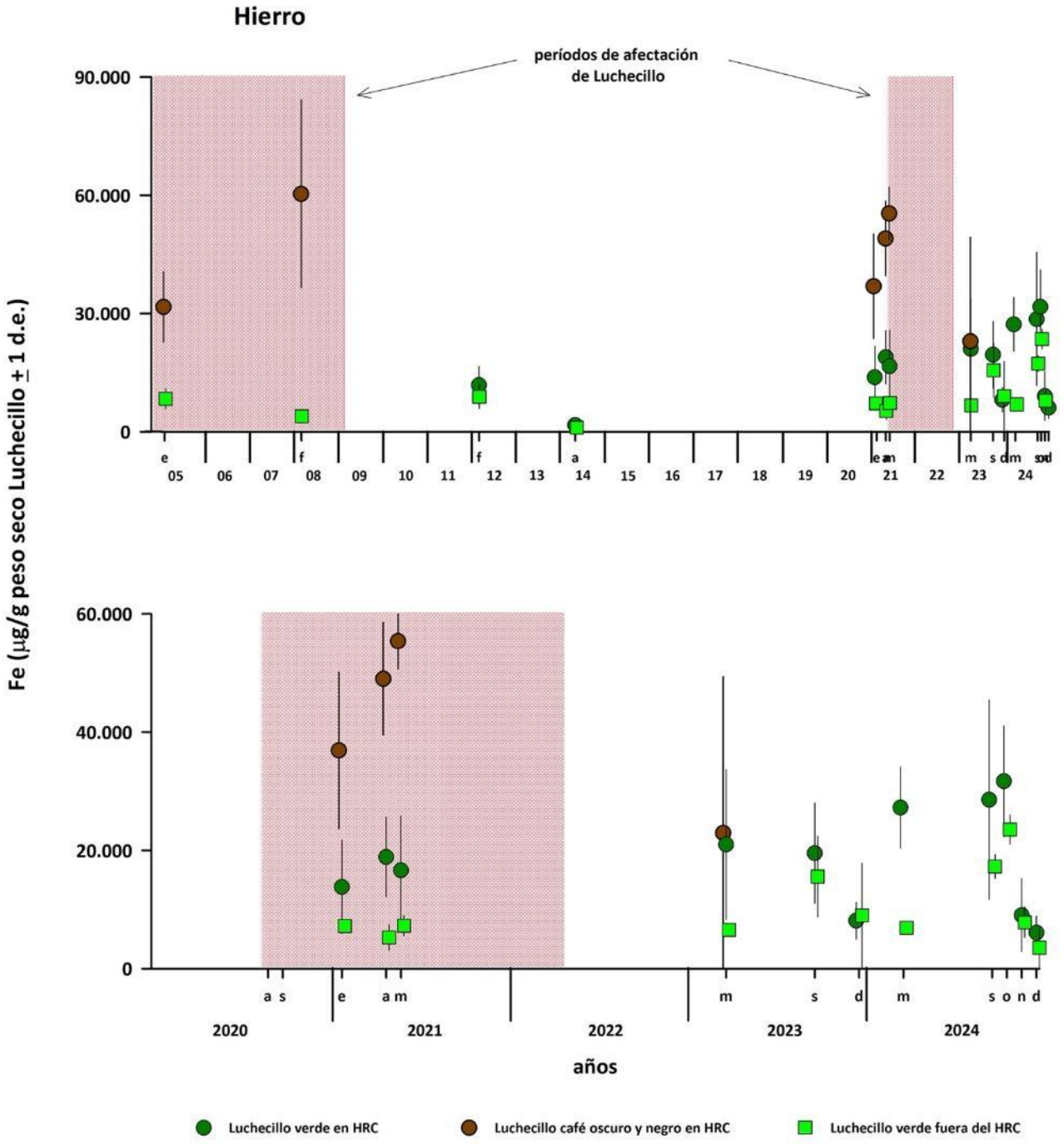


Figura 4.1.43. Concentraciones de Hierro registradas sobre plantas de Luchecillo, obtenidas durante el periodo 2005 - 2024 en diversos sectores, ubicados dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). Para fines de mejor visualización, el período agosto & septiembre 2020 a diciembre 2024, ha sido aumentado en la Figura inferior. Se señalan los períodos históricos de afectación del Luchecillo.

Durante los años 2004 - 2005 y 2008, las concentraciones promedio de Hierro, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en las plantas recolectadas dentro del HRC (Tabla 4.1.13). En oposición a esto, durante el año 2012, no se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar plantas recolectadas dentro y fuera del humedal. Durante enero, abril y mayo 2021, las concentraciones promedio de Hierro en las plantas color café oscuro, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las de plantas verdes recolectadas dentro y fuera del humedal (Tabla 4.1.13).

Entre marzo 2023 y diciembre 2023, no se encontraron diferencias significativas entre tipos de plantas ($p>0,05$), ni tampoco entre septiembre y diciembre 2024 (Tabla 4.1.13). Desde septiembre 2023 a diciembre 2024, no se encontraron plantas café oscuro dentro del HRC (Tabla 4.1.13). Interesa señalar que durante marzo 2024 (cuando ya no se encontraban plantas color café dentro del humedal), las concertaciones de Hierro medidas en plantas recolectadas dentro del humedal y de color verde, fueron significativamente más altas ($p<0,05$), que las medidas en plantas verdes recolectadas fuera del HRC (es decir, en el río Calle Calle) (Tabla 4.1.13).

Interanualmente, las concentraciones de Hierro en plantas de Luchecillo registradas durante los años 2004 - 2005 y 2008, fueron significativamente más altas ($p<0,05$), que las medidas durante el resto de los años estudiados. A su vez, las concentraciones de Hierro medidas en las plantas estudiadas durante el año 2014, fueron significativamente más bajas ($p<0,05$) que el resto de las concentraciones hasta ahora medidas en plantas de Luchecillo (Tabla 4.1.14).

Tabla 1.4.13. Resumen de ANDEVA de una vía para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Hierro depositado en plantas de Luchecillo, recolectadas dentro y fuera del HRC. El factor de estudio es procedencia (2004 - 2005 a 2012: DHRC = dentro del HRC y FHRC = fuera del HRC) y calidad (2021 a 2024: HRC1 = plantas verdes dentro del HRC, HRC2 = plantas cafés dentro del HRC y CC1 = plantas verdes en río Calle Calle Durante los muestreos de los años 2004-2005, 2008 y 2012, no se evaluó calidad de Luchecillo por color de las plantas recolectadas). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
2004-2005 (*)(**)	Procedencia	1	0,619	0,619	21,044	**<0,001**	DHRC > FHRC
	Error	20	0,588	0,029			
	Total	21	1,207				
2008 (*)	Procedencia	1	2,773	2,773	50,547	**<0,001**	DHRC > FHRC
	Error	10	0,549	0,055			
	Total	11	3,321				
2012 (*)	Procedencia	1	0,177	0,177	4,118	0,052	
	Error	27	1,162	0,043			
	Total	28	1,340				
enero 2021	Calidad	2	0,740	0,370	9,210	**0,015**	HRC2 > HRC1 = CC1
	Error	6	0,275	0,046			
	Total	8	1,015				
abril 2021 (*)	Calidad	2	1,471	0,735	35,746	**<0,001**	HRC2 > HRC1 > CC1
	Error	6	0,123	0,021			
	Total	8	1,594				
mayo 2021 (*)	Calidad	2	0,952	0,476	18,131	**0,005**	HRC2 > HRC1 = CC1
	Error	5	0,131	0,026			
	Total	7	1,083				
marzo 2023 (*)(**)	Calidad	2	0,472	0,236	3,773	0,087	
	Error	6	0,375	0,063			
	Total	8	0,847				
septiembre 2023 (*)	Calidad	1	0,017	0,017	0,459	0,520	
	Error	7	0,261	0,037			
	Total	8	0,278				
diciembre 2023 (*)(**)	Calidad	1	0,023	0,023	0,227	0,649	
	Error	7	0,699	0,099			
	Total	8	0,722				
marzo 2024 (*)	Calidad	1	0,679	0,679	65,691	**<0,001**	HRC1 > CC1
	Error	7	0,072	0,010			
	Total	8	0,751				
septiembre 2024 (*)	Calidad	1	0,051	0,051	1,141	0,321	
	Error	7	0,314	0,045			
	Total	8	0,365				
octubre 2024 (*)	Calidad	1	0,025	0,025	1,340	0,285	
	Error	7	0,128	0,018			
	Total	8	0,153				

Continuación Tabla 4.1.13

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
noviembre 2024 (*)	Calidad	1	0,004	0,004	0,035	0,857	
	Error	7	0,810	0,116			
	Total	8	0,814				
diciembre 2024 (*)	Calidad	1	0,214	0,214	2,858	0,135	
	Error	7	0,525	0,075			
	Total	8	0,739				

Tabla 4.1.14. Resumen de ANDEVA de una vía para evaluar eventuales diferencias interanuales (años), entre las concentraciones de Hierro registradas en plantas de Luchecillo recolectadas dentro (DHRC) y fuera (FHRC) del humedal río Cruces, durante el periodo 2004 - 2024. El factor de estudio es Año. Valor de p en negrilla es significativo ($p<0,05$).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Fe DHRC (*)	Año	8	13,915	1,739	19,858	**<0,001**	2004 - 2005 = 2008 > 2012 = 2020 = 2021 = 2023 = 2024 > 2014
	Error	117	10,248	0,088			
	Total	125	24,164				
Fe FHRC	Año	7	1,393	0,199	2,128	0,062	
	Error	41	3,554	0,087			
	Total	48	4,947				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Aluminio

Durante el primer semestre del año 2021 (5 - 9 meses después de detectada la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020), las concentraciones promedio de Aluminio en plantas color café oscuro recolectadas dentro del HRC (*circa* 20.000 y 30.000 µg Aluminio / g peso seco de Luchecillo), fueron más altas que las calculadas para plantas del mismo color recolectadas durante enero 2008 (afectación del Luchecillo como resultado de los cambios ambientales del año 2004) (Fig. 4.1.44).

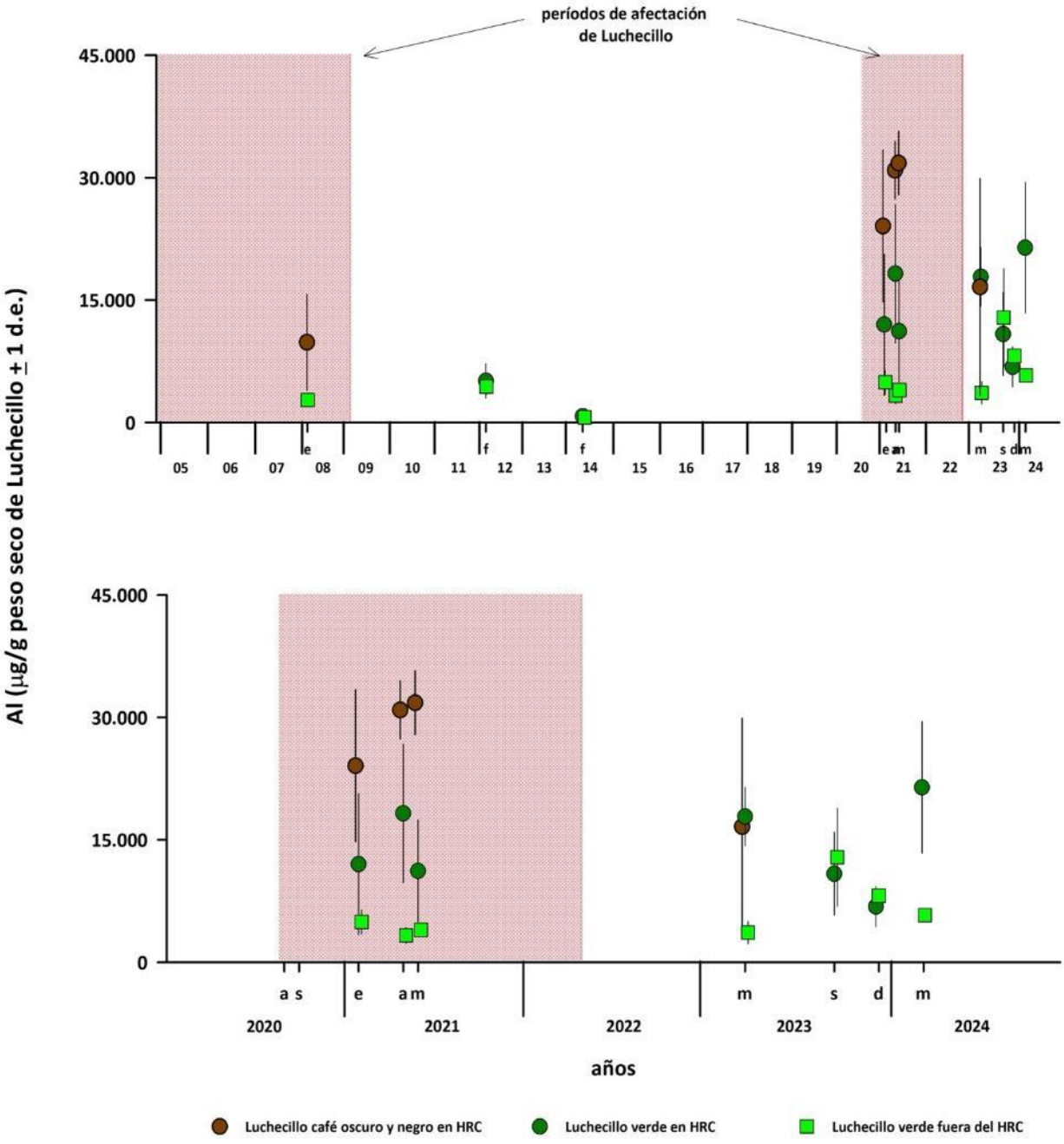


Figura 4.1.44. Concentraciones de Aluminio registradas sobre plantas de Luchecillo, obtenidas durante el periodo 2008 - 2024 en diversos sectores, ubicados dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). Para fines de mejor visualización, el período agosto & septiembre 2020 a diciembre 2024, ha sido aumentado en la Figura inferior. Se señalan los períodos históricos de afectación del Luchecillo.

La variabilidad en las concentraciones de Aluminio durante enero, abril y mayo 2021, no fue tan definida como la encontrada para el caso del Hierro, durante los mismos meses. Aun cuando esas concentraciones fueron siempre más altas en las plantas color café oscuro, sólo durante mayo 2021, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las medidas en plantas verdes recolectadas dentro y fuera del humedal (Fig. 4.1.44 y Tabla 4.1.14).

En general, durante enero, abril y mayo 2021, las concentraciones de Aluminio fueron significativamente más altas ($p<0,05$), en las plantas de color café oscuro y color verde recolectadas dentro del HRC (Fig. 4.1. 44 y Tabla 4.1.14). Durante marzo 2023, no se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar las plantas café oscuro y verde recolectadas dentro del humedal; a su vez, solo las plantas verdes recolectadas dentro del HRC tuvieron concentraciones significativamente más altas ($p<0,05$) que las plantas verdes del Calle Calle (Fig. 4.1. 44 y Tabla 4.1.14).

A partir de septiembre 2023 y hasta marzo 2024, no se encontraron plantas color café oscuro dentro del humedal (Fig. 4.1.44). Durante septiembre y diciembre 2023, no se encontraron diferencias significativas entre tipos de plantas ($p>0,05$), a la vez que, durante marzo 2024, las concentraciones de Aluminio fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en las plantas verdes recolectadas dentro del HRC (Fig. 4.1.44 y Tabla 4.1.1).

Tabla 4.1.14. Resumen de ANDEVA de una vía para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Aluminio depositado en plantas de Luchecillo, recolectadas dentro y fuera del HRC. El factor de estudio es calidad (2021 a 2024: HRC1 = plantas verdes dentro del HRC, HRC2 = plantas cafés dentro del HRC y CC1 = plantas verdes en río Calle Calle). Los valores de p en negrilla son significativos.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
enero 2021 (*)	Calidad	2	4,355	0,193	0,111	**0,044**	HRC2 > CC1; HRC2 = HRC1
	Error	6	3,988	0,365	0,211		
	Total	8	3,680	0,129	0,075		
abril 2021 (*)	Calidad	2	1,565	0,782	36,290	**<0,001**	HRC2 = HRC1 > CC1
	Error	6	0,129	0,022			
	Total	8	1,694				
mayo 2021 (*)	Calidad	2	0,983	0,492	23,563	**0,003**	HRC2 > HRC1 > CC1
	Error	5	0,104	0,021			
	Total	7	1,088				
marzo 2023 (*)(**)	Calidad	2	0,841	0,421	6,089	**0,036**	HRC1 > CC1; HRC1 = HRC2
	Error	6	0,415	0,069			
	Total	8	1,256				
septiembre 2023 (*)	Calidad	1	0,011	0,011	0,253	0,631	
	Error	7	0,291	0,042			
	Total	8	0,301				
diciembre 2023 (*)(**)	Calidad	1	0,035	0,035	0,268	0,620	
	Error	7	0,906	0,129			
	Total	8	0,941				
marzo 2024 (*)	Calidad	1	0,595	0,595	29,853	**<0,001**	HRC1 > CC1
	Error	7	0,140	0,020			
	Total	8	0,735				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Inter anualmente, las concentraciones de Aluminio en plantas de Luchecillo recolectadas dentro del humedal fueron significativamente más altas ($p<0,05$), durante los años 2021 y 2024, a la vez que no se detectaron diferencias inter anuales significativas ($p>0,05$) al comparar las concentraciones de este metal en plantas recolectadas fuera del HRC (río Calle Calle) (Fig. 4.1.44 y Tabla 4.1.15).

Tabla 4.1.15. Resumen de ANDEVA de una vía para evaluar eventuales diferencias inter anuales (años), entre las concentraciones de Aluminio registradas en plantas de Luchecillo recolectadas dentro (DHRC) y fuera (FHRC) del humedal río Cruces, durante el periodo 2021-2024. El factor de estudio es Año (2021, 2023 y 2024). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Al DHRC (*)	Año	2	0,741	0,370	5,655	**0,007**	24 = 21 > 23
	Error	38	2,488	0,066			
	Total	40	3,228				
Al FHRC (*)(**)	Año	2	0,146	0,073	0,862	0,439	
	Error	18	1,519	0,084			
	Total	20	1,665				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

CONCLUSIONES

• Se mantiene lo observado históricamente en el HRC: el color, contenidos de sólidos suspendidos totales (sedimentos) y concentraciones de Hierro y Aluminio (primariamente Hierro), son un “proxy” adecuado para definir el estado de salud del Luchecillo en el HRC.

• Lo anterior, es relevante como estrategia de monitoreo para evaluación espacio temporal de la salud de esta macrófita acuática en el humedal.

REFERENCIAS

UACh 2005. Informe “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 UACh & CONAMA 1210 - 1203 / 2004: 539 pp.

UACh 2008. Informe “Estudio Variabilidad de factores ambientales en el humedal del río Cruces y tolerancia del Luchecillo (*Egeria densa*) a temperaturas extremas”: 98 pp.

UACh 2014. Informe “Diagnóstico ambiental del humedal del río Cruces basado en la comparación de condiciones ambientales actuales e históricas: bases para su monitoreo y sustentabilidad”. Convenio Servicio Evaluación Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente y Universidad Austral de Chile: 374 pp.

UACh 2015. Informe “Programa de Diagnóstico ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios”. Convenio Universidad Austral de Chile & Celulosa Arauco: 1518 pp.

4.1.7. REVISIÓN BIBLIOGRAFICA SOBRE METALES PESADOS Y MACROFITAS ACUATICAS

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de “PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO”. Debido a las implicancias de estudios anteriores (UACh 2005, 2008, 2014 y 2015), en cuanto a carga de Hierro y Aluminio sobre talos y hojas del Luchecillo se refiere, se realizó una revisión bibliográfica, tendiente a evaluar el efecto sobre tales elementos en macrófitas acuáticas.

RESUMEN

Esta revisión bibliográfica recopiló los efectos de los metales pesados Hierro y Aluminio, en macrófitas acuáticas

Los hallazgos destacan el doble rol del Hierro y Aluminio como elementos esenciales y tóxicos, dependiendo de sus concentraciones y disponibilidad ambiental. El estrés oxidativo y los desequilibrios nutricionales inducidos por Hierro fueron más pronunciados en especies con sistemas de raíces extensos anclados en sedimentos, indicando que la estrategia de enraizamiento influye en la susceptibilidad a la toxicidad por Hierro.

La toxicidad del Aluminio estuvo fuertemente influenciada por el pH ambiental, donde las condiciones ácidas intensificaron sus efectos dañinos. Los mecanismos adaptativos, como las respuestas antioxidantes y la competencia por nutrientes, fueron clave para mitigar el estrés por Aluminio. Las diferencias específicas entre especies en tolerancia y bioacumulación subrayan la importancia de estrategias de conservación adaptadas a distintos ecosistemas de humedales.

Para el Hierro, concentraciones por debajo de 10 mg/L suelen considerarse moderadas. Más de 100 mg/L en condiciones prolongadas se consideran excesivas debido a efectos adversos en fisiología y crecimiento.

Para el Aluminio niveles superiores a 1.5 mg/L, especialmente en ambientes ácidos, pueden considerarse excesivos y generar toxicidad en macrófitas acuáticas.

ANTECEDENTES

Cada macrófita acuática presenta diferentes tolerancias a concentraciones de metales pesados, los cuales pueden afectar a diferentes componentes celulares, como las membranas celulares, organelos internos, ADN y la actividad enzimática interfiriendo de este modo, con el normal funcionamiento del metabolismo de los organismos (Poschenrieder & Barceló, 1999; Aravind & Prasad, 2003). Sin embargo, la biodisponibilidad (ver glosario) de metales pesados es un factor crucial para el desarrollo y la salud de diversos organismos, ya que influye en su capacidad para absorber y utilizar elementos esenciales y, al mismo tiempo, en concentraciones elevadas pueden generar toxicidad (Weast, 1986). En ciertas condiciones, los metales estarán en una forma química que los organismos no pueden absorber fácilmente, pero bajo ciertos factores abióticos (*e.g.*, pH, oxígeno disuelto, temperatura, etc.) pasarán a estar biodisponibles (Gensemer & Playle, 1999). Por lo mismo, monitorear metales pesados en los que su biodisponibilidad dependerá de factores abióticos, se vuelve de vital importancia en ambientes dinámicos y sensibles como los humedales (Mitsch & Gosselink, 2015; Saroop

& Tamchos, 2021), ya que pueden utilizarse como indicadores de cambios abruptos en las condiciones abióticas, como posibles eventos de contaminación.

Ejemplos representativos de este tipo de metales pesados incluyen el Hierro y el Aluminio, cuya biodisponibilidad depende de las condiciones abióticas (Domingos *et al*., 2015). En el caso del Hierro, a concentraciones moderadas puede generar beneficios en algunos organismos (Immers *et al.,* 2014). Bajo condiciones de baja oxigenación (como en sedimentos profundos o aguas anóxicas), se encontrará principalmente en forma de Fe^{2+} (Hierro ferroso), que es más soluble y biodisponible (Boyd & Ellwood, 2010). En aguas oxigenadas, el Hierro tiende a oxidarse a Fe^{3+} (Hierro férrico), que es mucho menos soluble y precipita en forma de óxidos de Hierro, volviéndose menos biodisponible (Boyd & Ellwood, 2010). A su vez es conocido que, en aguas ácidas, el Hierro es más soluble y por lo tanto más biodisponible, mientras que, en aguas alcalinas, tiende a precipitar y a formar compuestos insolubles (Boyd & Ellwood, 2010). De la misma manera, el Aluminio es un metal que dependiendo de factores abióticos puede volverse biodisponible (Schneider *et al*., 2001; Wang *et al.,* 1996; Gensemer & Playle, 1999). Específicamente, en condiciones de acidez alta (pH bajo), el Aluminio se disuelve más fácilmente y se encuentra en formas iónicas solubles como Al^{3+}, lo que aumenta su biodisponibilidad (Gensemer & Playle, 1999). En ambientes neutros o alcalinos, el Aluminio forma hidróxidos de Aluminio ($Al(OH)_3$) que son insolubles y precipitan, volviéndose menos biodisponibles (Gensemer & Playle, 1999). Adicionalmente, en ambientes anóxicos (con poco o nada de oxígeno), el Aluminio no se oxida, lo que puede reducir su disponibilidad, mientras que, en condiciones oxigenadas, es más común que el Aluminio precipite como hidróxido, especialmente en aguas con pH neutro o básico (Driscoll & Postell, 2020).

Los metales pesados pueden ser absorbidos por las plantas desde el ambiente, ya sea a través de las raíces ancladas en el sedimento, o desde la columna de agua con sus hojas (*e.g.* Salt *et al*., 1995; Biernacki & Lovett-Doust, 1997). En concentraciones elevadas, los metales pesados ejercen su actividad tóxica a nivel de la membrana celular, destruyendo su estructura lipídica (Aravind & Prasad, 2003). Las mayores concentraciones

de estos elementos han sido registradas en las raíces (Cardwell *et al*., 2002). La literatura documenta una serie de efectos negativos en la fisiología y supervivencia de las macrófitas acuáticas (Immers *et al*., 2014). Por ejemplo, puede alterar la estructura de la cromatina, síntesis de clorofila y proteínas, actividad enzimática y respiración, contenido de agua, entre otros (Immers *et al*., 2014). También se ha demostrado que el exceso de Hierro y Aluminio puede causar estrés oxidativo en las macrófitas, interfiriendo en procesos como la fotosíntesis y la absorción de nutrientes, lo que afecta su crecimiento y función ecológica (Xing *et al*., 2010; Van der Welle *et al*., 2007). Debido a su capacidad de absorber metales pesados desde el ambiente, las plantas acuáticas son herramientas útiles para realizar procesos de remoción natural de estos elementos (Rai *et al.,* 2009). Además, debido a su condición sésil y a su capacidad de biomagnificar (ver glosario) las concentraciones de metales pesados, también resultan muy buenas bioindicadoras (ver glosario) de contaminación por estos elementos (Farias *et al.,* 2018).

En el contexto de un monitoreo ambiental, es importante contar con información recabada sobre los efectos adversos que puedan generar metales pesados en las macrófitas acuáticas, ya que nos entregarán diferentes antecedentes de lo que ocurre en el ambiente (Olade, 1987; Saroop & Tamchos, 2021). Más aún, los metales cuya biodisponibilidad depende de factores abióticos pueden evidenciar posibles eventos de contaminación, como aquellos asociados a la acidificación de la columna de agua, frecuentemente vinculados a actividades antropogénicas (*e.g.* actividades industriales) (Gensemer & Playle, 1999; Botté *et al*., 2022). Por lo tanto, la comprensión detallada de los efectos del Hierro y el Aluminio en las macrófitas puede ser de vital importancia para alertar ante posibles eventos de contaminación y para optimizar estrategias de manejo en aquellos cuerpos de agua afectados por estos. De esta manera, en este informe se tiene como objetivo hacer una búsqueda bibliográfica orientada a recopilar la información correspondiente a los efectos negativos que presentan las macrófitas acuáticas a diferentes concentraciones de Hierro y Aluminio.

METODOLOGÍA

Se realizó una revisión sistemática de literatura utilizando bases de datos científicas, incluyendo "Web of Science" (https://www.webofscience.com/wos/alldb/basic-search) y "Google Scholar" (https://scholar.google.com/), enfocándose en estudios que evaluaran los efectos de los metales pesados Hierro y Aluminio en macrófitas acuáticas. Para asegurar una búsqueda completa se emplearon términos de búsqueda específicos como "macrófitas acuáticas," "fisiología" "Hierro," "Aluminio," "toxicidad," entre otros.

Para seleccionar los estudios incluidos en la búsqueda bibliográfica, se definieron los siguientes criterios: I) Criterios de inclusión: Estudios experimentales o de campo que reporten datos cuantitativos sobre los efectos del Hierro o el Aluminio en macrófitas acuáticas, en términos de crecimiento, biomasa, fisiología o toxicidad. Se incluyeron también estudios en idiomas inglés, español y portugués; II) Criterios de exclusión: Estudios en otros tipos de plantas no acuáticas, estudios en los que se evaluó la interacción de los metales y no se reportó de forma separada el efecto del Hierro y Aluminio, estudios en los que no se especificaron las concentraciones de los metales.

De cada estudio incluido, se extrajeron los siguientes datos: i) Información general del estudio (autor, año de publicación, y lugar del estudio); II) Especie(s) de macrófita(s) estudiada(s); III) Concentración de Hierro o Aluminio utilizada en el estudio, tanto las encontradas en las plantas (*i.e.,* tejidos como raíces, brotes, tallos, etc.), como las encontradas en el ambiente donde habita la planta (*i.e.,* sedimentos, agua, etc.); IV) Medidas de efecto reportadas (por ejemplo, disminución en el crecimiento, cambios en la biomasa, variaciones en indicadores fisiológicos, entre otras); V) Variables adicionales relevantes, como duración de la exposición y parámetros de calidad del agua.

RESULTADOS

Las Tablas 1 y 2, muestran los efectos principales del Hierro y Aluminio respectivamente, sobre diferentes especies de macrófitas acuáticas reportado en diez y seis estudios asociados al primero y segundo de estos metales.

Resultados Hierro

Las concentraciones de Hierro, desde moderadas hasta excesivas, impactaron significativamente a las macrófitas acuáticas en diversos estudios. Altas concentraciones de Hierro indujeron estrés oxidativo, caracterizado por un aumento en la actividad de enzimas antioxidantes como la superóxido dismutasa (SOD) y la ascorbato peroxidasa (APX) en *Bacopa monnieri*. Estas respuestas se asociaron con peroxidación lipídica y una disminución en la síntesis de clorofila (Sinha *et al*., 2009; Nayek *et al*., 2010).

En especies como *Stratiotes aloides* y *Potamogeton pectinatus*, el exceso de Hierro causó muerte de raíces e inhibición en la absorción de nutrientes debido a los precipitados de hidróxido de Hierro en las superficies de las raíces (Smolders *et al*., 1996; Immers *et al*., 2014). Otros estudios documentaron reducciones en la biomasa y el crecimiento, así como síntomas fisiológicos como clorosis y necrosis en *Spirodela polyrrhiza* y *Myriophyllum spicatum* (Xing *et al*., 2010; Rybak *et al*., 2023).

Concentraciones moderadas para Hierro:

Spirodela polyrrhiza: 10 mg/L en agua. Observado clorosis y desintegración de la colonia (Xing *et al*., 2010).

Stratiotes aloides: 0.7 – 21 µmol/g en raíces o brotes. Sin efectos evidentes en algunos casos (Smolders *et al*., 1996).

Concentraciones excesivas para Hierro:

*Spirodela polyrrhiz*a: 100 mg/L en agua. Reportada necrosis, inhibición de absorción de fosfato y nitrógeno, disminución en la síntesis de clorofila y proteínas (Xing *et al*., 2010).

Myriophyllum spicatum: 0.37 g Fe dm^{-3} tras 14 días. Reportado desbalance estequiométrico y acumulación de Hierro en raíces que inhibe la absorción de otros nutrientes (Rybak *et al*., 2023).

Typha latifolia: 1607 – 2958 mg/kg en raíces, dependiendo del tiempo de exposición. Concentraciones altas relacionadas con estrés oxidativo (Staelens *et al*., 2000).

Tabla 1. Resultados de la búsqueda bibliográfica de los principales efectos provocados por el Hierro a macrófitas acuáticas.

Especie	**Metal**	**Concentración**	**Condición**	**Lugar**	**Efecto**	**Referencia**
Spirodela polyrrhiza	Hierro	100 mg/L (agua)	hoja, raíz	Wuhan Botanical Garden (China)	Necrosis	Xing *et al.,* 2010
Spirodela polyrrhiza	Hierro	100 mg/L (agua)	hoja, raíz	Wuhan Botanical Garden (China)	Inhibe la absorción de fosfato y nitrógeno	Xing *et al.*, 2010
Spirodela polyrrhiza	Hierro	100 mg/L (agua)	hoja, raíz	Wuhan Botanical Garden (China)	Disminuye la síntesis de clorofila, proteínas y carbohidratos	Xing *et al.*, 2010
Spirodela polyrrhiza	Hierro	10 mg/L (agua)	planta completa	Wuhan Botanical Garden (China)	Clorosis	Xing *et al.*, 2010
Spirodela polyrrhiza	Hierro	10 mg/L (agua)	planta completa	Wuhan Botanical Garden (China)	Desintegración de la colonia	Xing *et al.,* 2010
Stratiotes aloides	Hierro	68.1 ± 29.1 µmol/g	raíz	Glimmen (Holanda)	Precipitados de hidróxido de Hierro alrededor de la endodermis y los espacios aéreos corticales de las raíces, provocando muerte raíces	Smolders *et al.,* 1996
Stratiotes aloides	Hierro	11.3 ± 10.2 µmol/g	raíz	Tienhoven (Holanda)	sin efecto evidente	Smolders *et al.,* 1996

Stratiotes aloides	Hierro	0.7 ± 0.4 µmol/g	raíz	Zegveld (Holanda)	sin efecto evidente	Smolders *et al.,* 1996
Stratiotes aloides	Hierro	77.1 ± 24.5 µmol/g	raíz	Artificial Pond (University)	Precipitados de hidróxido de Hierro alrededor de la endodermis y los espacios aéreos corticales de las raíces, provocando muerte raíces	Smolders *et al.,* 1996
Stratiotes aloides	Hierro	21.0 ± 7.2 µmol/g	brotes	Glimmen (Holanda)	sin efecto evidente	Smolders *et al.,* 1996
Stratiotes aloides	Hierro	5.7 ± 1.0 µmol/g	brotes	Tienhoven (Holanda)	sin efecto evidente	Smolders *et al.,* 1996
Stratiotes aloides	Hierro	0.1 ± 0.1 µmol/g	brotes	Zegveld (Holanda)	sin efecto evidente	Smolders *et al.,* 1996
Stratiotes aloides	Hierro	18.7 ± 6.8 µmol/g	brotes	Artificial Pond (University)	sin efecto evidente	Smolders *et al.,* 1996
Bacopa monnieri	Hierro	160 µM	Posterior a 72 h en Hierro	condiciones de laboratorio	Estrés oxidativo: Aumento en la actividad de la superóxido dismutasa (SOD) y la ascorbato peroxidasa (APX), enzimas clave en la defensa antioxidante, sobre todo en las raíces.	Sinha *et al.*, 2009
Bacopa monnieri	Hierro	160 µM	Posterior a 72 h en Hierro	condiciones de laboratorio	Peroxidación lipídica: En los brotes, los niveles de malondialdehído, un marcador de daño celular por oxidación de lípidos, se incrementaron considerablemente, indicando daño en las membranas celulares.	Sinha *et al.,* 2009
Myriophyllum spicatum	Hierro	0.37 g Fe dm−3	Posterior a 14 días en Hierro	condiciones de laboratorio	Desbalance estequiométrico: El exceso de Hierro altera la proporción de nutrientes esenciales como el carbono, nitrógeno y fósforo, afectando el equilibrio nutricional.	Rybak *et al.,* 2023
Myriophyllum spicatum	Hierro	0.37 g Fe dm−3	Posterior a 14 días en Hierro	condiciones de laboratorio	Interferencia en la absorción de nutrientes: La acumulación de Hierro en las raíces puede inhibir la absorción de otros nutrientes importantes como calcio, magnesio y zinc	Rybak *et al.,* 2023

Ipomea sp., Eclipta sp., Marselia sp., Alternanthera sp., y Typha sp	Hierro	8.64 ± 0.47 (mg L-1); 118.75 ± 4.23 (ug g-1); 754.00 ± 19.85 (ug g-1)	aguas residuales, suelo y sedimentos de fondo de efluentes industriales respectivamente	Durgapur (India)	Reducción de los pigmentos fotosintéticos (clorofila)	Nayek *et al.,* 2010
Ipomea sp., Eclipta sp., Marselia sp., Alternanthera sp., y Typha sp	Hierro	8.64 ± 0.47 (mg L-1); 118.75 ± 4.23 (ug g-1); 754.00 ± 19.85 (ug g-1)	aguas residuales, suelo y sedimentos de fondo de efluentes industriales respectivamente	Durgapur (India)	Inhibe la síntesis de algunas proteínas y promueve otras, como estrategia de supervicencia ante altas concentraciones de metales.	Nayek *et al.,* 2010
Ipomea sp., Eclipta sp., Marselia sp., Alternanthera sp., y Typha sp	Hierro	8.64 ± 0.47 (mg L-1); 118.75 ± 4.23 (ug g-1); 754.00 ± 19.85 (ug g-1)	aguas residuales, suelo y sedimentos de fondo de efluentes industriales respectivamente	Durgapur (India)	Aumenta el contenido de prolina	Nayek *et al.,* 2010
Ipomea sp., Eclipta sp., Marselia sp., Alternanthera sp., y Typha sp	Hierro	8.64 ± 0.47 (mg L-1); 118.75 ± 4.23 (ug g-1); 754.00 ± 19.85 (ug g-1)	aguas residuales, suelo y sedimentos de fondo de efluentes industriales respectivamente	Durgapur (India)	Estrés oxidativo	Nayek *et al.,* 2010
Potamogeton pectinatus	Hierro	20 g Fe m−2; 40 g Fe m−2	Posterior a 36 días en Hierro	condiciones de laboratorio	Disminuye el crecimiento	Immers *et al.,* 2014
Egeria densa	Hierro	2537 mg/kg	verano	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003
Egeria densa	Hierro	2154.9 mg/kg	invierno	Río Tiete (Brasil)		Correa e*t al.,* 2003
Egeria densa	Hierro	2668 mg/kg	verano	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003
Egeria densa	Hierro	2958.5 mg/kg	invierno	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003
Typha latifolia	Hierro	1607 mg/kg	raíz, inicio del proyecto	Bangkok (Tailandia)		Staelens *et al.,* 2000
Typha latifolia	Hierro	1098 mg/kg	raíz, 3 meses después	Bangkok (Tailandia)		Staelens *et al.,* 2000

Typha latifolia	Hierro	398 mg/kg	raíz, 15 meses después	Bangkok (Tailandia)	Staelens *et al.,* 2000
Typha latifolia	Hierro	912 mg/kg	raíz, 20 meses después	Bangkok (Tailandia)	Staelens *et al.,* 2000
Typha latifolia	Hierro	54.5 mg/kg	hoja, inicio del proyecto	Bangkok (Tailandia)	Staelens *et al.,* 2000
Typha latifolia	Hierro	62.6 mg/kg	hoja, 3 meses después	Bangkok (Tailandia)	Staelens *et al.*, 2000
Typha latifolia	Hierro	40.1 mg/kg	hoja, 15 meses después	Bangkok (Tailandia)	Staelens *et al.,* 2000
Typha latifolia	Hierro	38.8 mg/kg	hoja, 20 meses después	Bangkok (Tailandia)	Staelens *et al.,* 2000
Typha latifolia	Hierro	6088 ppm	zona contaminada	Ontario (Canadá)	Staelens *et al.,* 2000
Cerathophyllum demersum	Hierro	3456.8 mg/kg	verano, valor normal	Río Tiete (Brasil)	Correa *et al.,* 2003
Cerathophyllum demersum	Hierro	3526.2 mg/kg	invierno, valor normal	Río Tiete (Brasil)	Correa *et al.,* 2003
Myriophyllum spicatum	Hierro	4900 mg/kg	zona contaminada	Cheseapeake (USA)	Beyer *et al.,* 2004
Myriophyllum spicatum	Hierro	9291 ppm	zona contaminada	Ontario (Canadá)	Wainio *et al.,* 2000
Scirpus acutus	Hierro	3925 ppm	zona contaminada	Ontario (Canadá)	Wainio *et al.,* 2000
Myriophyllum aquaticum	Hierro	1400 ppm	raíz, zona urbana	Mermaid Pools (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	20000 ppm	raíz, zona urbana	David Thomas (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	10000 ppm	raíz, zona urbana	Millers Reserve (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	90000 ppm	raíz, zona urbana	Burnt Bridge (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	8000 ppm	raíz, zona urbana	Near Footbridge (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	9000 ppm	raíz, zona urbana	Balgowlah Golf (Australia)	Harris & Davidson 2002

Myriophyllum aquaticum	Hierro	10000 ppm	raíz, zona urbana	Quirk (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	4000 ppm	raíz, zona urbana	Wakehurst Golf (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	2000 ppm	hoja, zona urbana	Mermaid Pools (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	4000 ppm	hoja, zona urbana	David Thomas (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	8000 ppm	hoja, zona urbana	Millers Reserve (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	2000 ppm	hoja, zona urbana	Burnt Bridge (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	6000 ppm	hoja, zona urbana	Near Footbridge (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	4000 ppm	hoja, zona urbana	Balgowlah Golf (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	8000 ppm	hoja, zona urbana	Quirk (Australia)	Harris & Davidson 2002
Myriophyllum aquaticum	Hierro	2000 ppm	hoja, zona urbana	Wakehurst Golf (Australia)	Harris & Davidson 2002

Resultados Aluminio

Los efectos tóxicos del Aluminio fueron menos reportados, pero incluyeron impactos significativos en el crecimiento y procesos fisiológicos bajo condiciones específicas. En *Ricciocarpos natans*, las altas concentraciones de Aluminio combinadas con temperaturas elevadas redujeron el crecimiento de biomasa (Gimenes *et al*., 2020). Los ambientes de pH bajo, que aumentan la solubilidad (ver glosario) del Aluminio, exacerbaron su toxicidad, particularmente en especies *como Luronium natans* y *Ranunculus ololeucos* (Maessen *et al*., 1992).

Varios estudios destacan el papel del pH en la toxicidad del Aluminio, donde las condiciones ácidas promovieron su solubilidad, mientras que las condiciones neutras o alcalinas limitaron su biodisponibilidad (Gensemer & Playle, 1999). Especies como *Typha*

latifolia mostraron la capacidad de acumular Aluminio sin efectos tóxicos aparentes, lo que sugiere mecanismos específicos de tolerancia (Goulet *et al*., 2005).

Concentraciones moderadas para Aluminio:

Typha latifolia, *Lemna minor* y *Nuphar variegatum*: 0.18 – 17.2 (mgAlg − 1d − 1), acumulación a niveles no tóxicos (Goulet *et al*., 2005).

Concentraciones excesivas para Aluminio:

Ricciocarpos natans: 1.5 – 5 mg/L combinados con temperaturas elevadas. Afectaron negativamente el crecimiento de biomasa (Gimenes *et al*., 2020).

Luronium natans: 100 µmol/L en condiciones de pH bajo. Efectos tóxicos en desarrollo y adaptación (Maessen *et al*., 1992).

Tabla 2. Resultados de la búsqueda bibliográfica de los principales efectos provocados por el Aluminio en macrófitas acuáticas.

Especie	**Metal**	**Concentración**	**Condición**	**Lugar**	**Efecto**	**Referencia**
Ricciocarpos natans	Aluminio	1,5; 2,5; 5,0 mg/L	Se evalúo el efecto del Aluminio en dos temperaturas , 25°C y 27°C	condiciones de laboratorio	Afecta negativamente el crecimiento de la biomasa, especialmente a mayores concentraciones y temperaturas más altas (27 °C),	Gimenes *et al.,* 2020
Luronium natans	Aluminio	100 (umol L^{-1})		condiciones de laboratorio	Altos niveles de Aluminio y bajas concentraciones de calcio, combinados con un pH bajo, tienen efectos tóxicos en las plantas, dificultando su desarrollo y capacidad de adaptación.	Maessen *et al.,* 1992
Ranunculus ololeucos	Aluminio	100 (umol L^{-1})		condiciones de laboratorio	Altos niveles de Aluminio y altas concentraciones de Calcio	Maessen *et al.,* 1992

Typha latifolia	Aluminio	0,45 ± 0,40 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Typha latifolia	Aluminio	3,65 ± 2,87 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Typha latifolia	Aluminio	0,18 ± 0,26 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Typha latifolia	Aluminio	3,00 ± 2,14 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Lemna minor	Aluminio	6,25 ± 4,12 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Lemna minor	Aluminio	17,20 ± 14,19 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Lemna minor	Aluminio	0,80 ± 0,47 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Lemna minor	Aluminio	5,00 ± 1,04 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Nuphar variegatum	Aluminio	0,90 ± 0,49 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Nuphar variegatum	Aluminio	0,34 ± 0,46 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	tallo	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2006
Nuphar variegatum	Aluminio	3,64 ± 3,54 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Nuphar variegatum	Aluminio	0,57 ± 0,25 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Nuphar variegatum	Aluminio	1,44 ± 0,65 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	tallo	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2006
Nuphar variegatum	Aluminio	-0,29 ± 0,40 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Potamogetone pihydrus	Aluminio	1,68 ± 2,42 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Potamogetone pihydrus	Aluminio	1,04 ± 0,99 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	tallo	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2006
Potamogetone pihydrus	Aluminio	0,08 ± 2,75 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	raíz	Arvida	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Potamogeto epihydrus	Aluminio	2,18 ± 1,19 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	hoja	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Potamogetone pihydrus	Aluminio	1,03 ± 1,27 ($mgAlg^{-1}d^{-1}$)	tallo	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2006

Potamogetone pihydrus	Aluminio	4,40 ± 5,82 (mgAlg $^{-1}$d $^{-1}$)	raíz	Laterrière	Acumulación a niveles no tóxicos	Goulet *et al.,* 2005
Egeria densa	Aluminio	1305.3 mg/kg	verano	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003
Egeria densa	Aluminio	1330.3 mg/kg	invierno	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003
Egeria densa	Aluminio	1295.5 mg/kg	verano	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003
Egeria densa	Aluminio	1794 mg/kg	invierno	Río Tiete (Brasil)		Correa *et al.,* 2003

DISCUSIÓN

En el caso del Hierro, uno de los efectos negativos más documentados fue el estrés oxidativo (Sinha *et al*., 2009; Nayek *et al*., 2010), atribuible probablemente a la acumulación de precipitados de hidróxido de Hierro en la endodermis y los espacios aéreos de las raíces, afectando directamente la absorción de nutrientes y conduciendo a una muerte progresiva de las raíces (Marschner, 1995; Smolders *et al*., 1996). Esto provoca una inhibición en la absorción de Fosfato y Nitrógeno, afectando el balance nutricional de las macrófitas acuáticas (*i.e.* desbalance estequiométrico) (Rybak *et al*., 2023). Además, el Hierro en altas concentraciones provoca una reducción en la síntesis de clorofila, proteínas y carbohidratos, acompañado de clorosis (*i.e.* amarillamiento) en los tejidos (Xing *et al*., 2010). Para el Aluminio, se documenta que en elevadas concentraciones puede afectar la germinación, crecimiento y parámetros fisiológicos de las plántulas, incluyendo la actividad de las raíces (Lin *et al*., 2020; Gimenes *et al*., 2020). Para ambos metales, las elevadas concentraciones en medios donde habitan macrófitas acuáticas significará la disminución en su crecimiento y biomasa.

En relación al Hierro, existe considerable literatura que documenta que ha elevadas concentraciones pueden afectar negativamente el crecimiento y el sistema de raíces de varias especies de plantas de humedales, dependiendo de sus mecanismos de

tolerancia (Snowden & Wheeler, 1993, 1995; Lucassen *et al.,* 2000). El desarrollo de puntos necróticos color café es una de las principales características del efecto tóxico. Por ejemplo, Yamuchi (1989) (en Marschner, 1995), señala que el tono "bronceado" (café) en las hojas de la planta de arroz que habita en humedales es el resultado de un desorden nutricional causado por la toxicidad del Hierro en concentraciones de 700 mg / kg de peso seco. Lucassen y colaboradores (2000), estudiaron el efecto de la concentración de Hierro en la planta acuática *Glyceria fluitans* en dos zonas de Holanda con diferencias de hasta tres órdenes de magnitud en la concentración de Hierro. Estos autores encontraron que, en el área con mayores niveles de Hierro, la concentración de placas de este elemento sobre las raíces y hojas fue 9 y 18 veces mayor (473 y Convenio CONAMA Xª Región de Los Lagos – UACh: Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter 43 32.8 _mol / g peso seco). Sin embargo, que concentraciones de Hierro generarán efectos adversos en las plantas y dependerá de la especie y las condiciones abióticas. Por ejemplo, Immers y colaboradores (2014) en un experimento bajo condiciones controladas, compararon el efecto de altas concentraciones de Hierro en dos macrófitas acuáticas (*Potamogeton pectinatus* y *Elodea nutalli*) con un sistema de enraizamiento diferente, demostrando que aquellas plantas de enraizamiento obligado en sedimentos se verán más afectadas que aquellas que tienen muchas raíces en la columna de agua. Esto implica que la estrategia de enraizamiento puede permitir una mejor aclimatación a un alto contenido de metales.

En el caso del Aluminio, el número de documentos recopilados en relación al Hierro fue considerablemente menor, probablemente al ser un metal no es esencial para las plantas acuáticas. Es conocido que la toxicidad y bioacumulación (ver glosario) de Aluminio en plantas acuáticas dependen de factores como el pH, el tipo de suelo, la especie de planta y las adaptaciones antioxidantes, y que repercuten en la absorción de otros nutrientes esenciales como calcio y magnesio (Botté *et al.,* 2022) o sobre los ciclos de nitrógeno y fósforo en los sedimentos (Lin *et al*., 2020). Mientras que la carga de protones puede influir más en la mortalidad en aguas ácidas que el Aluminio en sí (Maessen *et al*., 1992), la capacidad de retención dependerá de la biomasa (Goulet *et al*., 2005) y de mecanismos fisiológicos específicos para contrarrestar el estrés oxidativo

(Chakraborty *et al*., 2019). Un ejemplo es lo que ocurre en lagos acidificados, donde plantas como *Nuphar lutea* exhiben una mayor absorción de metales, lo que sugiere que la acidificación incrementa la biodisponibilidad de elementos tóxicos como el Aluminio, exacerbando sus efectos dañinos sobre la vegetación (Lehtonen, 1989). Al igual que con el Hierro, el efecto que tendrá el Aluminio en las macrófitas acuáticas dependerá de las condiciones ambientales, y los mecanismos de tolerancia de cada especie.

Realizar un monitoreo ambiental en ambientes dinámicos y sensibles como los humedales (Mitsch & Gosselink, 2015) requiere contar con una guía actualizada de los diversos efectos negativos que los metales pesados pueden tener en las diferentes macrófitas acuáticas. Esto facilita el uso de las macrófitas como bioindicadoras ante posibles eventos de contaminación (Farias *et al.,* 2018; Kadim & Risjani, 2022) y permite obtener información valiosa sobre los distintos procesos que ocurren en el entorno. Así, se agiliza la toma de decisiones, optimizando estrategias para un manejo más efectivo en caso de contaminación o cambios ambientales. Sin embargo, es de suma importancia considerar variables abióticas (*e.g.,* pH, oxígeno disuelto, etc) durante el monitoreo, ya que se ha documentado que el estrés por acidez puede dominar sobre la toxicidad de algunos metales en ambientes acuáticos (Maessen *et al*., 1992).

CONCLUSIONES

- Elevadas concentraciones de Hierro y Aluminio ejercen efectos adversos en las macrófitas acuáticas, alterando su fisiología, metabolismo y crecimiento.
- El hierro, induce estrés oxidativo y acumulación de hidróxidos en las raíces, lo que impide la absorción de nutrientes esenciales como Fósforo y Nitrógeno, provocando clorosis y pérdida de biomasa.
- La toxicidad del Aluminio, aunque menos documentada, depende de factores ambientales como pH y tipo de suelo, afectando la absorción de nutrientes y exacerbando su efecto en ambientes ácidos.

- El efecto puede variar dependiendo de diferentes factores: el tipo de enraizamiento de la planta, siendo las especies con raíces en el sedimento más vulnerables; el tiempo de exposición y las concentraciones de los metales pesados; los factores abióticos (*i.e.,* pH, oxígeno disuelto, etc.) con los cuales estarán interactuando los metales pesados y las macrófitas acuáticas; los mecanismos de tolerancia de las macrófitas acuáticas (*e.g.,* sistemas de defensa antioxidante).
- Para el Hierro, concentraciones por debajo de 10 mg/L suelen considerarse moderadas, mientras que 100 mg/L en condiciones prolongadas se consideran excesivas, generando efectos adversos en fisiología y crecimiento.
- Para el Aluminio niveles superiores a 1.5 mg/L especialmente en ambientes ácidos, pueden considerarse excesivos y generar toxicidad en macrófitas acuáticas.
- Dado que las macrófitas pueden reflejar condiciones de contaminación, su monitoreo resulta esencial como herramienta de bioindicación en humedales.

GLOSARIO

Bioacumulación: Aumento de las concentraciones de contaminantes en los organismos tras su absorción del medio ambiental (Wang, 2016).

Biodisponibilidad: La accesibilidad de una sustancia química para su asimilación y posible toxicidad (Alexander, 2000).

Bioindicador: Los bioindicadores incluyen procesos biológicos, especies o comunidades y se utilizan para evaluar la calidad del medio ambiente y cómo cambia con el tiempo (Holt & Miller, 2011).

Biomagnificar: Proceso en el que la concentración de un contaminante se incrementa al pasar a un nivel trófico superior en la cadena trófica (Molina *et al.,* 2012).

Solubilidad: Cantidad máxima de una sustancia que se puede disolver completamente en una cantidad determinada de disolvente (Grong *et al*., 2007).

REFERENCIAS

Alexander, M. (2000). Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. Environmental science & technology, 34(20), 4259-4265.

Aravind, P., & Prasad, M. N. V. (2003). Zinc alleviates cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* L.: a free floating freshwater macrophyte. *Plant Physiology and Biochemistry*, *41*(4), 391-397.

Botté, A., Zaidi, M., Guery, J., Fichet, D., & Leignel, V. (2022). Aluminium in aquatic environments: abundance and ecotoxicological impacts. *Aquatic Ecology*, *56*(3), 751-773.

Boyd, P. W., & Ellwood, M. J. (2010). The biogeochemical cycle of iron in the ocean. *Nature Geoscience*, *3*(10), 675-682.

Cardwell, A. J., Hawker, D. W., & Greenway, M. (2002). Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, *48*(7), 653-663.

Chakraborty, T., & Lee, X. (2019). A simplified urban-extent algorithm to characterize surface urban heat islands on a global scale and examine vegetation control on their spatiotemporal variability. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *74*, 269-280.

Convenio CONAMA Xª Región de Los Lagos – UACh: Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter.

Domingos, R. F., Gélabert, A., Carreira, S., Cordeiro, A., Sivry, Y., & Benedetti, M. F. (2015). Metals in the aquatic environment—interactions and implications for the speciation and bioavailability: a critical overview. *Aquatic geochemistry*, *21*, 231-257.

Driscoll, C. T., & Postek, K. M. (2020). The chemistry of aluminum in surface waters. In *The environmental chemistry of aluminum* (pp. 363-418). CRC press.

Farias, D. R., Hurd, C. L., Eriksen, R. S., & Macleod, C. K. (2018). Macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin, 128, 175-184.

Gensemer, R. W., & Playle, R. C. (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical reviews in environmental science and technology*, *29*(4), 315-450.

Gimenes, L. L. S., Freschi, G. P. G., Júnior, I. B., & da Cunha Santino, M. B. (2020). Growth of the aquatic macrophyte Ricciocarpos natans (L.) Corda in different temperatures and in distinct concentrations of aluminum and manganese. *Aquatic Toxicology*, *224*, 105484.
Grong, Y., Grant, D. J., & Brittain, H. G. (2007). Principles of solubility. Solvent systems and their selection in pharmaceutics and biopharmaceutics, 1-27.

Goulet, R., Lalonde, J., Munger, C., Dupuis, S., Dumont-Frenette, G., Prémont, S., & Campbell, P. (2005). Phytoremediation of effluents from aluminum smelters: A study of Al retention in mesocosms containing aquatic plants. Water Research, 39(11), 2291-2300.

Holt, E. A., & Miller, S. W. (2011). Bioindicators: Using organisms to measure. Nature, 3, 8-13.

Immers, A. K., Vendrig, K., Ibelings, B. W., Van Donk, E., Ter Heerdt, G. N., Geurts, J. J., & Bakker, E. S. (2014). Iron addition as a measure to restore water quality: Implications for macrophyte growth. *Aquatic Botany*, *116*, 44-52.

Kadim, M. K., & Risjani, Y. (2022). Biomarker for monitoring heavy metal pollution in aquatic environment: An overview toward molecular perspectives. *Emerging Contaminants*, *8*, 195-205.

Lehtonen, J. (1989, January). Effects of acidification on the metal levels in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 39-50). The Finnish Botanical Publishing Board.

Lin, Q., Fan, M., Peng, X., Ma, J., Zhang, Y., Yu, F., ... & Liu, B. (2020). Response of Vallisneria natans to aluminum phytotoxicity and their synergistic effect on nitrogen, phosphorus change in sediments. *Journal of Hazardous Materials*, *400*, 123167.

Lovett-Doust, L., Biernacki, M., Mal, T. K., & Lazar, R. (1997). Organic contaminants in submersed macrophytes drifting in the Detroit River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *54*(10), 2417-2427.

Lucassen, E. C., Smolders, A. J., & Roelofs, J. G. (2000). Increased groundwater levels cause iron toxicity in Glyceria fluitans (L.). *Aquatic Botany*, *66*(4), 321-327.

Maessen, M., Roelofs, J. G. M., Bellemakers, M. J. S., & Verheggen, G. M. (1992). The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquatic Botany*, *43*(2), 115-127.

Marschner, H. (Ed.). (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic press.

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). Wetlands. John wiley & sons.

Molina, C. I., Ibañez, C., & Gibon, F. M. (2012). Proceso de biomagnificación de metales pesados en un lago hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible riesgo en la salud de consumidores. Ecología en Bolivia, 47(2), 99-118.

Nayek, S., Gupta, S., & Saha, R. (2010). Effects of metal stress on biochemical response of some aquatic macrophytes growing along an industrial waste discharge channel. *Journal of Plant Interactions*, *5*(2), 91-99.

Olade, M. A. (1987). Heavy Metal Pollution and the Need for Monitoring: Illustrated for Developing Countries in West Africa.

Poschenrieder, C. H., & Barceló, J. (1999). Water relations in heavy metal stressed plants. In *Heavy metal stress in plants: from molecules to ecosystems* (pp. 207-229). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Rai, P. K. (2009). Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *39*(9), 697-753.

Rybak, M., Drzewiecka, K., Woźniak, M., Öksüz, S., Krueger, M., Sobczyński, T. & Joniak, T. (2023). Iron overload consequences for submerged plants stoichiometry, homeostasis and performance. *Biogeochemistry*, *163*(1), 17-32.

Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Bio/technology, 13(5), 468-474.

Saroop, S., & Tamchos, S. (2021). Monitoring and impact assessment approaches for heavy metals. In *Heavy metals in the environment* (pp. 57-86). Elsevier.

Schneider, I. A., Rubio, J., & Smith, R. W. (2001). Biosorption of metals onto plant biomass: exchange adsorption or surface precipitation?. *International Journal of Mineral Processing*, *62*(1-4), 111-120.

Sinha, S., Basant, A., Malik, A., & Singh, K. P. (2009). Iron-induced oxidative stress in a macrophyte: a chemometric approach. *Ecotoxicology and environmental safety*, *72*(2), 585-595.

Smolders, A. J. P., & Roelofs, J. G. M. (1996). The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of Stratiotes aloides

roots at different iron concentrations in sediment pore water. *New Phytologist*, *133*(2), 253-260.

Snowden, R. E. D., & Wheeler, B. D. (1993). Iron toxicity to fen plant species. *Journal of Ecology*, 35-46.

Snowden, R. E. D., & Wheeler, B. D. (1995). Chemical changes in selected wetland plant species with increasing Fe supply, with specific reference to root precipitates and Fe tolerance. *New Phytologist*, *131*(4), 503-520.

Staelens, N., Parkpian, P., & Polprasert, C. (2000). Assessment of metal speciation evolution in sewage sludge dewatered in vertical flow reed beds using a sequential extraction scheme. *Chemical Speciation & Bioavailability*, *12*(3), 97-107.

Van Der Welle, M. E., Smolders, A. J., Op den Camp, H. J., Roelofs, J. G., & Lamers, L. P. (2007). Biogeochemical interactions between iron and sulphate in freshwater wetlands and their implications for interspecific competition between aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, *52*(3), 434-447.

UACh 2005. Informe "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 UACh & CONAMA 1210 - 1203 / 2004: 539 pp.

UACh 2008. Informe "Estudio Variabilidad de factores ambientales en el humedal del río Cruces y tolerancia del Luchecillo (*Egeria densa*) a temperaturas extremas": 98 pp.

UACh 2014. Informe "Diagnóstico ambiental del humedal del río Cruces basado en la comparación de condiciones ambientales actuales e históricas: bases para su monitoreo y sustentabilidad". Convenio Servicio Evaluación Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente y Universidad Austral de Chile: 374 pp.

UACh 2015. Informe "Programa de Diagnóstico ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios". Convenio Universidad Austral de Chile & Celulosa Arauco: 1518 pp.

Wang, T. C., Weissman, J. C., Ramesh, G., Varadarajan, R., & Benemann, J. R. (1996). Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (Myriophyllum spicatum).

Wang, W. X. (2016). Bioaccumulation and biomonitoring. In Marine ecotoxicology (pp. 99-119). Academic Press.

Weast, R. C. (1986). CRC handbook of chemistry and physics.

Xing, W., Huang, W., & Liu, G. (2010). Effect of excess iron and copper on physiology of aquatic plant Spirodela polyrrhiza (L.) Schleid. *Environmental Toxicology: An International Journal*, *25*(2), 103-112.

Yamauchi, M. (1989). Rice bronzing in Nigeria caused by nutrient imbalances and its control by potassium sulfate application. *Plant and Soil*, *117*, 275-286.

4.1.8. PLUMAS DE RESUSPENSION DE SEDIMENTOS, PLANICIES SEDIMENTARIAS Y AFECTACION DEL LUCHECILLO

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de "PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO". La ocurrencia durante marea vaciante, de plumas de dispersión de sedimentos provenientes de planicies sedimentarias intermareales ubicadas en diferentes puntos del humedal, ha sido observada por años y especialmente durante el período de menor caudal hídrico. Durante la estoa (o para de marea), los sedimentos transportados en esas plumas, se depositan sobre las plantas de Luchecillo, lo que resulta en una mayor carga de sólidos particulados y metales pesados como el Hierro y Aluminio. Lo anterior, en contraste evidente a plantas de Luchecillo recolectadas fuera del humedal. Además de aquello y debido a las implicancias de estudios anteriores, en cuanto a carga de Hierro y Aluminio sobre talos y hojas del Luchecillo en el humedal, se refiere (UACh 2005, 2008, 2014 y 2015), se evaluaron las concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST), Hierro y Aluminio en el agua de esas plumas de dispersión y las de estos dos metales, en los sedimentos de esas planicies intermareales y en plantas de Luchecillo recolectadas dentro y fuera del HRC (ver Metodologías).

ANTECEDENTES

Durante el periodo agosto & septiembre del año 2020, integrantes del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), comenzaron a observar en diferentes zonas del humedal, la ausencia o disminución significativa de la cobertura de Luchecillo en fondos someros - que con anterioridad a estos meses - se caracterizaban por presentar una abundante cobertura de esta macrófita acuática.

Esa aserción, resultaba de la realización de muestreos estacionales llevados a cabo entre noviembre 2015 y abril 2020, a lo largo de secciones de 500 m extendidas en las riberas del HRC. El grado de afectación antes mencionado, no se observó fuera del humedal (río Calle Calle), donde la presencia, cobertura y estado de salud del Luchechillo estaba acorde observaciones realizadas durante el Programa de Monitoreo del HRC, realizado entre abril 2015 y abril 2020.

A partir de octubre del año 2020 y debido a la disminución de la altura del espejo o nivel de agua, comenzó a hacerse más evidente la disminución de la cobertura de Luchecillo en el humedal. Esto coincidió con observaciones de la alta concentración de sólidos particulados en el agua, característica evidenciada por el color café y poca transparencia de la misma.

Los resultados de estudios puntuales llevados a cabo durante enero, abril y mayo 2021, mostraron que las plantas afectadas de Luchecillo tenían altas concentraciones de Hierro y en magnitudes similares a las medidas durante el periodo 2004 - 2005 (*cf.* Fig. 4.1.43 y 4.1.44), cuando el HRC fue afectado por cambios ambientales significativos, incluyendo entre otros, la desaparición casi total del Luchecillo en el área. En base a lo anterior, se elaboró la siguiente hipótesis de trabajo:

"Las cargas sedimentarias y de metales pesados (primariamente Hierro y Aluminio) detectadas sobre las plantas afectadas de Luchecillo, se originan en las plumas de dispersión de sedimentos que se movilizan desde planicies sedimentarias intermareales (cf. Fig. 4.1.45 y 4.1.46), desprovistos de esta macrófita acuática (el anclaje natural de los sedimentos intermareales y de fondos someros, en diferentes áreas del humedal".

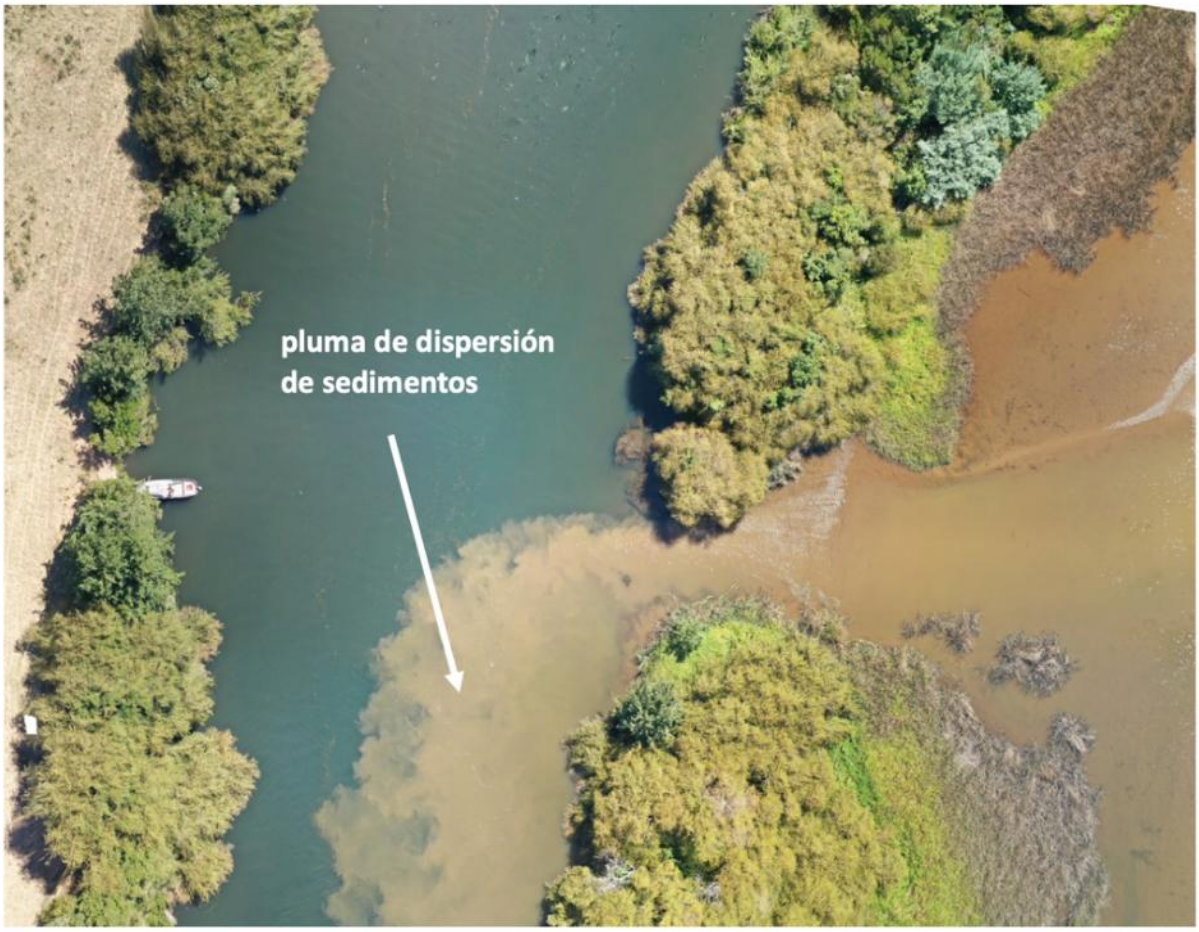


Figura 4.1.45. Vista aérea de la pluma de dispersión de sedimentos, originada por resuspensión durante marea baja en la parte este de la planicie sedimentaria del sector San Luis (lado derecho de la imagen). Tales sedimentos son arrastrados hacia áreas del humedal, ubicadas aguas abajo de esta planicie sedimentaria. Durante la estoa (cuando la marea vaciante se detiene), el material particulado en suspensión cae y se deposita sobre el fondo de los cauces y sobre macrófitas acuáticas, como el Luchecillo (febrero 2023).

Figura 4.1.46. Vista desde la superficie del espejo de agua (río Cruces), de la pluma de dispersión de sedimentos (aguas color marrón), originada durante marea baja en la parte este de la planicie sedimentaria del sector San Martín (febrero 2023).

Con fecha 29 de octubre 2020 y mediante una extensión al Programa de Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC) (Contrato UACh & Arauco 2020 - 2023), Arauco acordó financiar el estudio de las plumas de dispersión de sedimentos arriba mencionadas (Número de pedido: 4505161696 de fecha 29.10.2020) y así evaluar las predicciones de la hipótesis antes planteada. Lo anterior es un ejemplo de lo adaptativo que es el Programa de Monitoreo del HRC y sus ríos tributarios.

OBJETIVOS

- Realizar muestreos de terreno tendientes a conocer las características básicas del agua (temperatura, conductividad, pH, concentración y saturación de oxígeno, transparencia y sólidos suspendidos totales (SST), en puntos del HRC, afectados por plumas de dispersión de sedimentos y en puntos no afectados por las mismas (controles).

- Recolectar muestras de agua para evaluar las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto en el agua superficial del HRC, afectada por plumas de dispersión de sedimentos y en puntos no afectados por las mismas (controles).

- Recolectar muestras para caracterizar la textura y contenidos de materia orgánica total de los sedimentos superficiales (ca. 0-1 cm), de planicies intermareales, desde las cuales se originan plumas sedimentarias intermareales.

- Realizar mediciones de pH y potencial óxido - reducción (redox) en planicies intermareales, desde las cuales se originan plumas sedimentarias intermareales.

- Evaluar las concentraciones de Hierro y Aluminio en los sedimentos superficiales (ca. 0-1 cm) de planicies intermareales, desde las cuales se originan plumas sedimentarias intermareales.

- Sintetizar la información recopilada en un modelo gráfico descriptivo, de la afectación del Luchecillo por parte de las plumas de dispersión de sedimentos.

METODOLOGIAS

El área de estudio se ubica en la parte superior del río Cruces y en los ríos Pichoy y Cayumapu (Fig. 4.1.47).

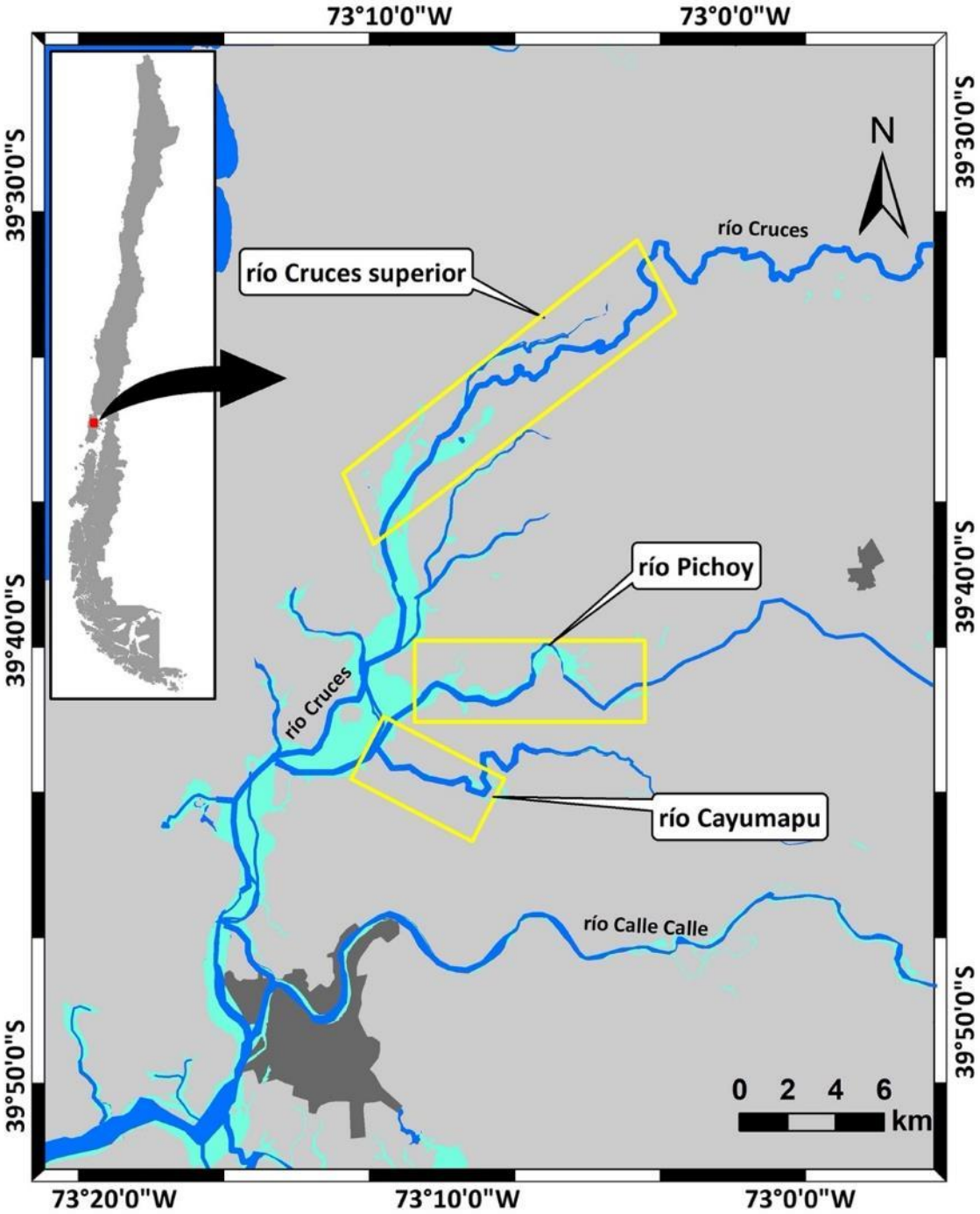


Figura 4.1.47. Ubicación de los tres sectores donde se recolectaron muestras de agua para evaluación de características físicas, contenidos de sólidos suspendidos totales y concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto y particulado.

Se seleccionó la parte superior del humedal (San Luis a San Martín; Fig. 4.1.48), debido a que la misma, es uno de los sectores más distintivos del HRC, en cuanto a presencia e intensidad de plumas de dispersión de sedimentos y presencia de extensas planicies sedimentarias intermareales, desde las cuales se originan esas plumas.

El sector río Pichoy (Fig. 4.1.49), se seleccionó, debido a que en la parte superior del mismo (Llofe), se encuentra una extensa planicie sedimentaria, desde la cual se origina una notoria pluma de dispersión.

Finalmente, se seleccionó el sector río Cayumapu (Fig. 4.1.50), debido a que, a lo largo de este río, no hay planicies sedimentarias y hasta la escritura de este Informe, no se han detectado plumas de dispersión de sedimentos.

La Tabla 4.1.19, entrega información sobre nombres y ubicación de estaciones de muestreo, años de muestreo y condición mareal en que estos se realizaron, para recolectar las muestras de agua superficial. A su vez, la Tabla 4.1.20, hace lo propio en cuanto a recolección de muestras de sedimentos intermareales.

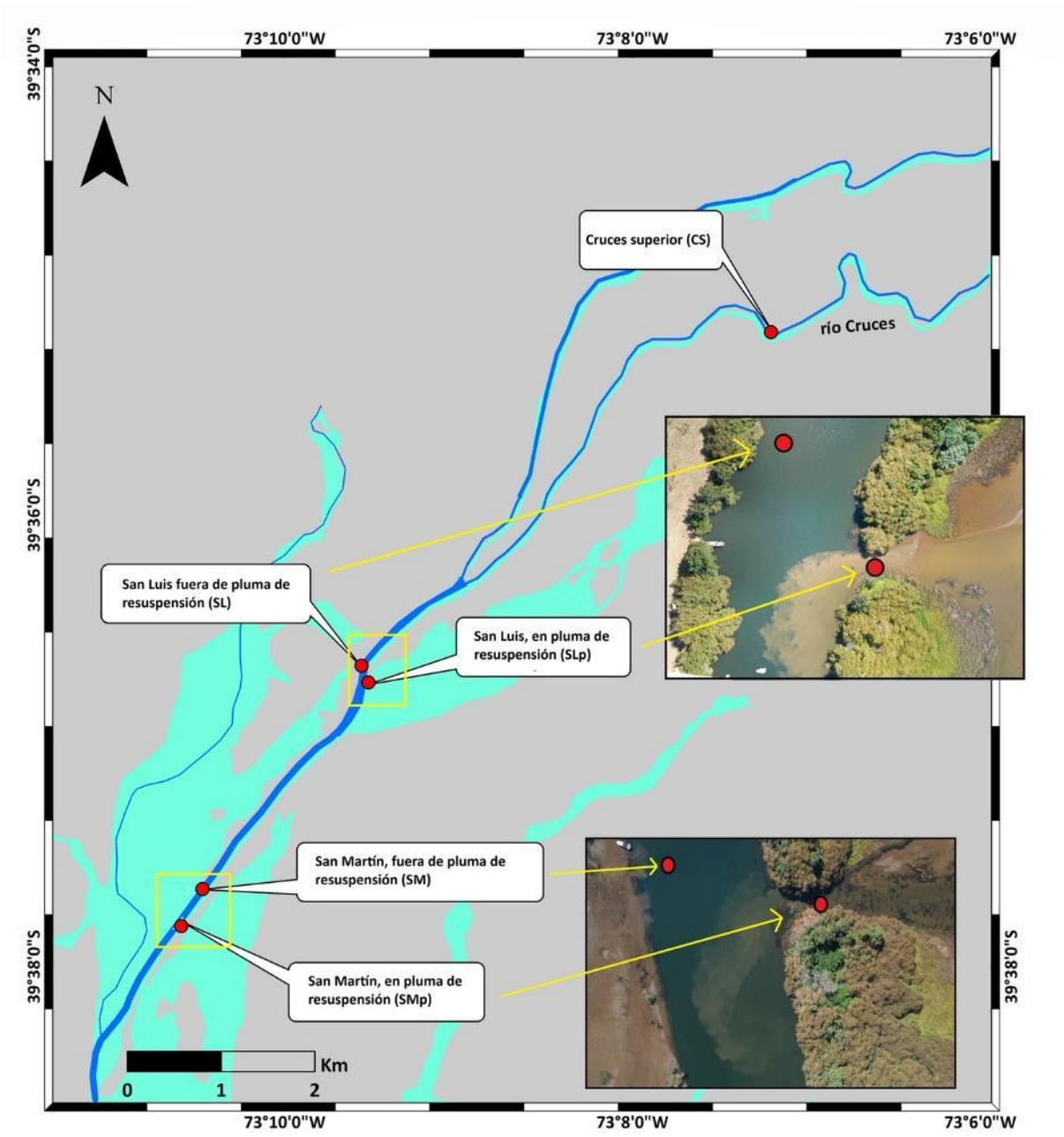


Figura 4.1.48. Ubicación de las estaciones desde donde se recolectaron muestras de agua para evaluación de características físicas, contenidos de sólidos suspendidos totales y concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, en el sector Cruces superior. Se insertan fotografías obtenidas con dron de las plumas sedimentarias, que durante marea baja salen desde las planicies sedimentarias San Luis (foto superior) y San Martín (foto inferior).

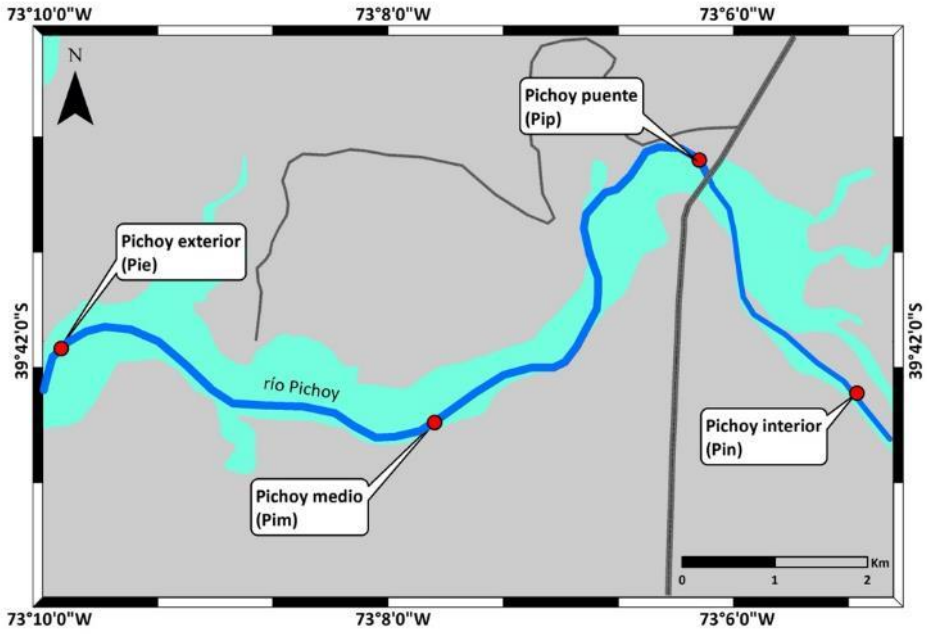


Figura 4.1.49. Ubicación de las estaciones desde donde se recolectaron muestras de agua para evaluación de características físicas, contenidos de sólidos suspendidos totales y concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, en el río Pichoy.

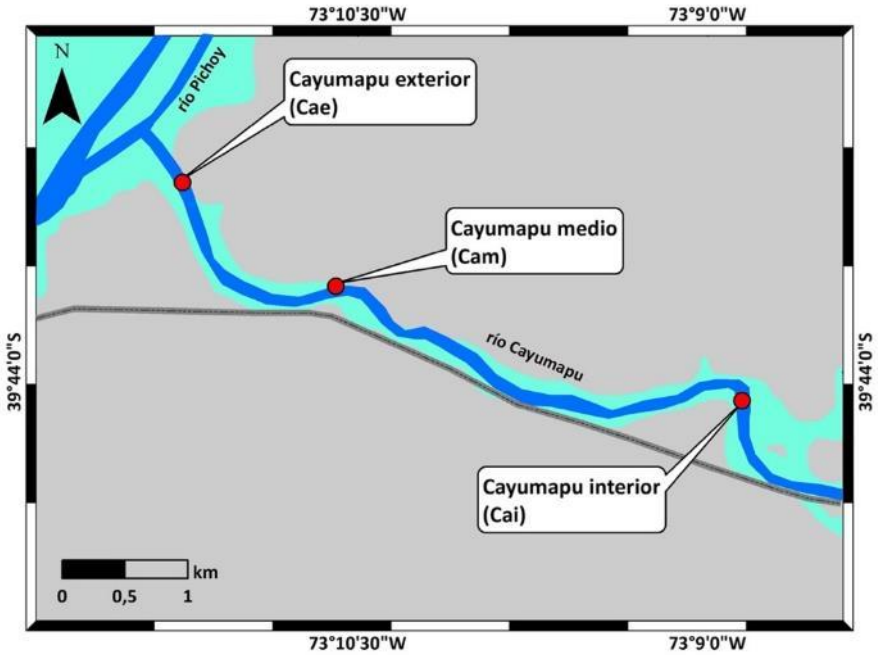


Figura 4.1.50. Ubicación de las estaciones desde donde se recolectaron muestras de agua para evaluación de características físicas, contenidos de sólidos suspendidos totales y concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, en el río Cayumapu.

Tabla 4.1.19. Ríos, nombres y acrónimos de estaciones de muestreo, identificación de figuras, años de muestreos y condición mareal en que estos se realizaron, para recolectar las muestras de agua superficial en el área de estudio.

ríos	estaciones	acrónimo	figuras	muestreos	condición mareal
Cruces	Cruces superior	CS	4.1.48	febrero 2023 & 2025	vaciante
	San Luis	SL			
	San Luis pluma	SLp			
	San Martín	SM			
	San Martín pluma	SMp			
Pichoy	Pichoy interior	Pin	4.1.49	febrero 2023	vaciante & llenante
	Pichoy puente	Pip			
	Pichoy medio	Pim			
	Pichoy exterior	Pie			
Cayumaou	Cayumapu interior	Cai	4.1.50	febrero 2023	vaciante & llenante
	Cayumapu medio	Cam			
	Cayumapu interior	Cae			

Tabla 4.1.20. Ríos, nombres y acrónimos de estaciones de muestreo, identificación de figuras, año de muestreo y condición mareal, en que se realizaron los muestreos para recolectar las muestras de sedimentos intermareales.

ríos	estaciones	acrónimo	figuras	muestreos	condición mareal
Cruces	Planicie San Luis	PSL	4.1.51	febrero 2023	marea baja
	Planicie San Martín NE	PSM NE			
	Planicie San Martín SE	PSM SE			
	Planicie San Martín O	PSM O			
Pichoy	Planicie Pichoy N	PiN	4.1.52	febrero 2023	marea baja
	Planicie Pichoy S	PiS			

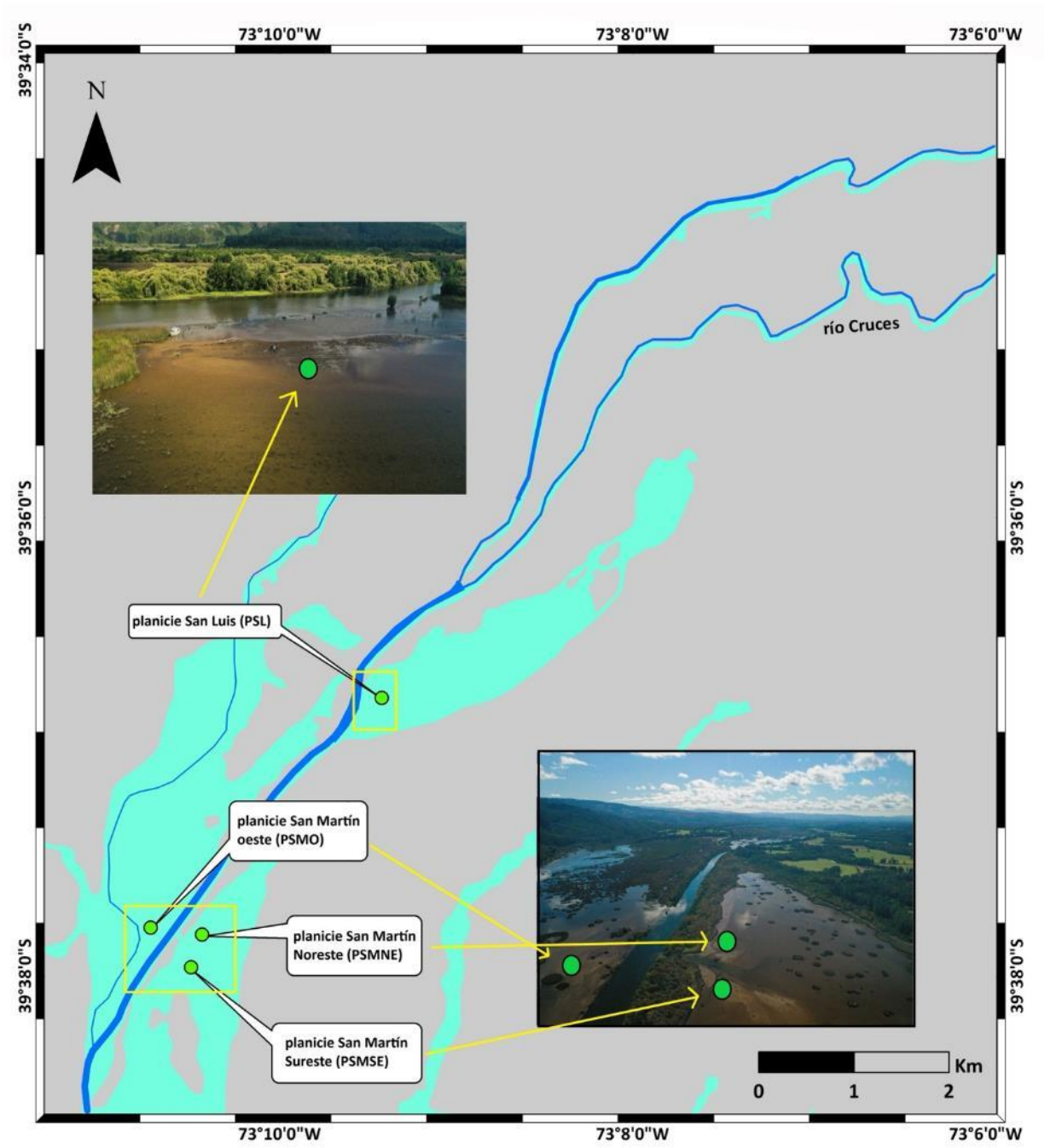


Figura 4.1.51. Ubicación de las estaciones, desde donde se recolectaron muestras de sedimentos intermareales superficiales en el sector Cruces superior.

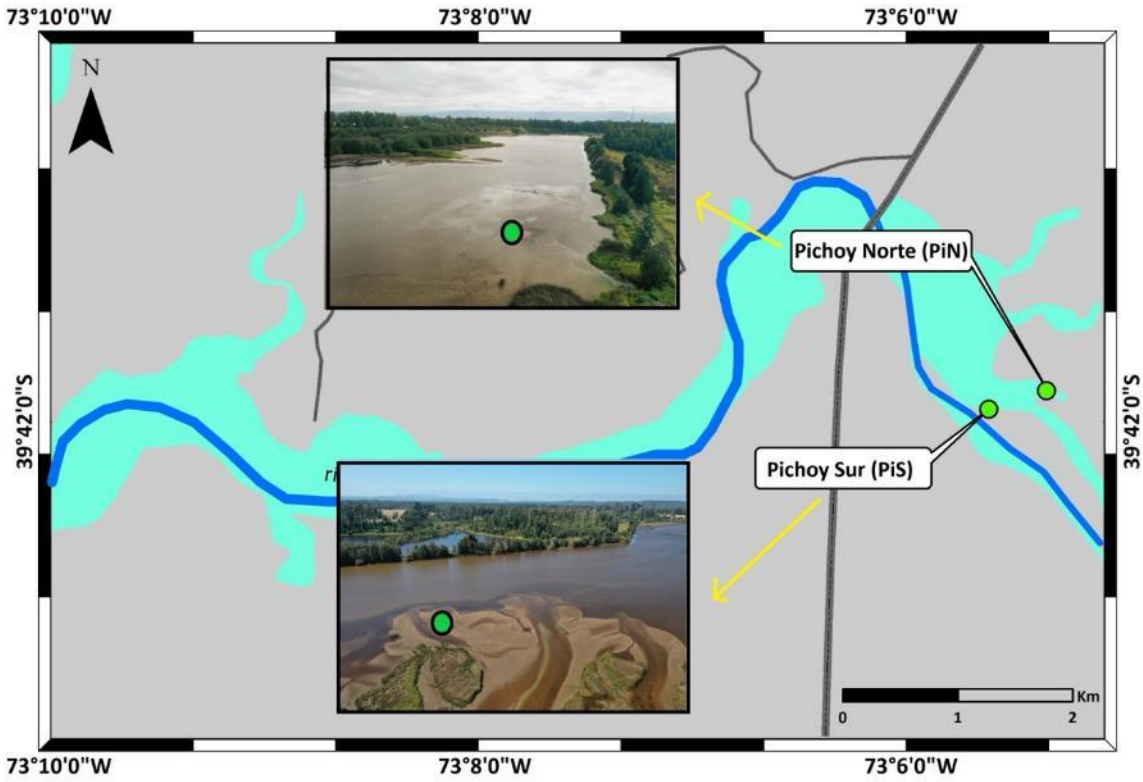


Figura 4.1.52. Ubicación de las estaciones, desde donde se recolectaron muestras de sedimentos intermareales superficiales en el sector río Pichoy.

Las mediciones *in situ*, metodologías de obtención de muestras y análisis de laboratorio utilizados para los estudios de calidad del agua superficial y columna de agua (transparencia) fueron:

- Uso de sonda multiparamétrica para mediciones de temperatura (°C), conductividad (µS/cm), pH (unidades de pH), concentración y saturación de oxígeno (mg/L y %, respectivamente).
- Uso de Disco Secchi (Unidad: m) para medición de la transparencia del agua.
- Recolección de muestras de agua en botellas plásticas para análisis vía método gravimétrico (Unidad: mg/L) de sólidos suspendidos totales o particulados (SST).

• Recolección de agua superficial (ca. 20 cm de profundidad) con frascos limpios Nalgene®, adosados al extremo de una vara de PVC. Esto con el objetivo de que las características químicas de las muestras de agua destinadas a análisis de laboratorio, no se vieran afectadas por la cercanía de la embarcación de muestreo.

• Separación de la fracción disuelta de la particulada, mediante filtración de las muestras de agua con una membrana de 0,45 µm de tamaño de poro y cuantificación de metales pesados mediante espectroscopia de masa de plasma inductivamente acoplado (ICP-MS). (Unidades: metales disueltos: µg/L y metales particulados: µg/g) (análisis llevados a cabo en el Laboratorio de Oceanografía Física (LOQ) de la Universidad de Concepción).

Las mediciones *in situ*, metodologías de obtención de muestras y análisis de laboratorio, utilizados para los estudios de calidad de los sedimentos superficiales de las planicies sedimentarias intermareales fueron:

• Recolección de sedimentos superficiales con cilindro plástico de 7,5 cm de diámetro, enterrado a 2,5 cm de profundidad y destinado a mediciones de pH y POR (Potencial Óxido Reducción) y análisis texturales y contenidos de Hierro y Aluminio.

• Mediciones de pH y POR, con sonda multiparamétrica para mediciones *ex situ* en el estrato superficial (2 cm) de los sedimentos recolectados.

• Conservación de las muestras recolectadas de sedimento en bolsas plásticas para ser conservados en frío y realizar análisis texturales (Anderson *et al*., 1981) y de contenidos de Hierro y Aluminio (análisis realizados en el Laboratorio de Oceanografía Física (LOQ) de la Universidad de Concepción).

Los resultados de los análisis de calidad de agua y sedimentos se analizaron estadísticamente con ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey. Para el caso del agua,

también se utilizó Análisis de Componentes Principales (ACP), técnica de análisis multivariada, que permite reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos de variables múltiples y retener la mayor proporción de la variación presente en el conjunto de datos. Este análisis, genera un nuevo set de variables, denominadas componentes principales, los que son una combinación lineal de las variables originales, además de ortogonales o independientes entre sí (no correlacionados). El ACP, entrega una medida de la varianza que explica cada una de las componentes multivariadas (valores propios), además del grado de correlación o covarianza que existe entre cada una de las variables de entrada y la componente multivariada resultante.

RESULTADOS

• AGUA SUPERFICIAL

Sector superior del río Cruces / características físicas del agua durante marea vaciante (bajando)

Los valores de temperatura, conductividad (µS/cm), pH, oxígeno disuelto (mg/L) y saturación de oxígeno (%) (medidos en el agua superficial durante febrero 2023 y 2025), fueron muy similares al comparar el agua de las estaciones ubicadas antes (CS) o fuera de las plumas de dispersión (SL y SM) *versus* el agua recolectada dentro de esas plumas (SLp y SMp) (Tabla 4.1.21). No obstante, la constatación de tales similitudes, los resultados de los análisis de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey, muestran que, durante febrero 2023 y febrero 2025, los valores de todas esas variables difirieron significativamente ($p<0,05$) entre estaciones de muestreo (Tablas 4.1.22 y 4.1.23). Aun así, no se detectaron tendencias claras, en el sentido de que el agua superficial de las plumas de dispersión (en cuanto a esas variables se refiere), difiera claramente del agua superficial recolectada fuera de las mismas. La excepción a lo anterior, es la variabilidad de la temperatura, ya que en general, se midieron valores significativamente más altos ($p<0,05$) dentro de las plumas (Tablas 4.1.22 y 4.1.23).

En contraste a la variabilidad de la temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno, los valores de transparencia del agua (o profundidad del Disco Secci) y concentración de SST, difirieron al comparar estaciones ubicadas antes (CS) o fuera de las plumas de dispersión (SL y SM) *versus* aquellas ubicadas dentro de las plumas (SLp y SMp); es decir, los valores de transparencia del agua y de contenidos de SST fueron significativamente más altos y más bajos ($p<0,05$) en las primeras y *viceversa* (Tablas 4.1.22 y 4.1.23).

Tabla 4.1.21. Promedios de los parámetros físicos, registrados durante marea vaciante en aguas del río Cruces superior, durante febrero de los años 2023 y 2025. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.48.

estaciones río Cruces	° C	conductividad µS/cm	pH	O_2 mg/L	O_2 %	transparencia cm	SST mg/L
febrero 2023							
CS	19,3	111,1	7,9	9,2	99,2	394	1,7
SL	19,5	104,2	7,6	7,9	86,9	270	2,7
SLp	20,8	107,8	7,6	9,4	105,2	35	43,9
SM	20,1	100,6	7,5	8,2	89,9	135	19,3
SMp	22,5	111,0	7,5	9,3	106,9	31	66,1
febrero 2025							
CS	20,1	97,5	7,2	8,7	95,7	274	2,1
SL	20,6	90,0	7,2	5,8	64,8	207	3,1
SLp	21,0	89,4	7,2	7,1	79,8	40	55,8
SM	21,8	83,5	7,3	8,8	100,5	103	12,5
SMp	21,8	86,0	7,3	8,0	90,8	48	39,1

Tabla 4.1.22. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones), entre los valores de temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno, transparencia (profundidad del Disco Sechi) y SST, registrados durante el mes de febrero del año 2023, en el sector Cruces superior. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.48. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05)

Variables	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Estación	4	20,59	5,148	2574,16	**<0,001**	SMp>SLp>SM>SL>CS
	Error	10	0,02	0,002			
	Total	14	20,61				
pH	Estación	4	0,20	0,052	12,28	**<0,001**	CS>SL=SLp=SM=SMp
	Error	10	0,04	0,004			
	Total	14	0,25				
conductividad (**)	Estación	4	247,82	61,956	6,61	**0,007**	CS=SMp>SM; CS=SMp=SLp=SL
	Error	10	93,69	9,369			
	Total	14	341,51				
mg O_2	Estación	4	5,60	1,400	30,10	**<0,001**	CS=SLp=SMp>SL=SM
	Error	10	0,47	0,047			
	Total	14	6,07				
% O_2 (*) (**)	Estación	4	0,02	0,004	67,39	**<0,001**	SLp=SMp>CS>SM=SL
	Error	10	0,01	0,001			
	Total	14	0,020				
transparencia	Estación	4	3,03	0,757	1082,02	**<0,001**	CS>SL>SM>SLp>SMp
	Error	10	0,01	0,001			
	Total	14	3,03				
SST	Estación	4	9301,44	2325,362	57,74	**<0,001**	SMp>SLp>SM>SL=CS
	Error	10	402,71	40,272			
	Total	14	9704,16				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

Tabla 4.1.23. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones), entre los valores de temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno, transparencia (profundidad del Disco Sechi) y SST, registrados durante el mes de febrero del año 2025, en el sector Cruces superior. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.48. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Variables	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (**)	Estación	4	8,78	2,195	77,03	**<0,001**	SM=SMp>SLp>SL>CS
	Error	15	0,42	0,029			
	Total	19	9,20				
pH	Estación	4	0,11	0,029	25,293	**<0,001**	SM=SMp>SL=SLp=CS
	Error	15	0,01	0,001			
	Total	19	0,13				
conductividad (**)	Estación	4	446,59	111,649	328,06	**<0,001**	CS>SL=SLp>SMp>SM
	Error	15	5,10	0,340			
	Total	19	451,70				
Concentración de O_2	Estación	4	24,26	6,066	145,87	**<0,001**	CS=SM>SMp>SLp>SL
	Error	15	0,62	0,042			
	Total	19	24,88				
saturación de O_2 (*)	Estación	4	0,09	0,023	174,52	**<0,001**	CS=SM>SMp>SLp>SL
	Error	15	0,002	0,001			
	Total	19	0,01				
Transparencia (*)(**)	Estación	4	2,22	0,555	660,01	**<0,001**	CS>SL>SM>SMp>SLp
	Error	15	0,01	0,001			
	Total	19	2,23				
SST (*)(**)	Estación	4	6,62	1,655	424,70	**<0,001**	SLp>SMp>SM>SL>CS
	Error	15	0,06	0,004			
	Total	19	6,68				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada

Sector superior del río Cruces / Hierro y Aluminio particulado y disuelto durante marea vaciante (bajando)

Durante febrero 2023 y 2025, las concentraciones del Hierro y Aluminio particulado (μg/g), fueron más altas que las del Hierro y Aluminio disuelto (μg/L) (Tabla 4.1.24).

Tabla 4.1.24. Promedios de las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, en aguas del río Cruces superior durante febrero de los años 2023 y 2025 (marea bajando). Para acrónimos, ver Fig. 4.1.48.

estaciones río Cruces	Fe μg/g	Al μg/g	Fe μg/L	Al μg/L
febrero 2023				
CS	197.154	84.110	55,4	6,0
SL	102.124	41.376	46,4	4,2
SLp	47.089	49.828	62,5	5,6
SMp	47.736	60.062	73,1	9,8
SM	47.874	48.137	60,0	6,5
febrero 2025				
CS	123.007	53.623	71,1	8,9
SL	52.645	57.023	215,9	11,8
SLp	77.497	36.668	73,4	5,7
SMp	58.379	42.606	132,3	28,4
SM	51.079	55.044	197,3	20,9

Los resultados de los análisis de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey, muestran que, durante febrero 2023, las concentraciones de Hierro particulado, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en el agua superficial de las estaciones CS y SL (aguas arriba de la ubicación de los sectores con plumas de dispersión de sedimentos); similar tendencia, se observó durante febrero 2025 en el agua superficial de la estación CS (Tabla 4.1.25). Durante febrero 2025, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar las concentraciones de Aluminio particulado en el agua superficial de todas las estaciones (Tabla 4.1.25).

Tabla 4.1.25. Resumen de los análisis de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey, destinados a evaluar durante febrero 2023 y 2025, eventuales diferencias significativas entre estaciones de muestreo, en las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.48. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
febrero 2023							
Hierro particulado (*)	Estación	4	0,888	0,222	24,184	**<0,001**	CS>SLp>SL=SM=SMp
	Error	10	0,092	0,009			
	Total	14	0,980				
Aluminio particulado (*)	Estación	4	0,167	0,042	6,814	**0,006**	CS>SL=SLp=SM; CS=SMp
	Error	10	0,061	0,006			
	Total	14	0,229				
febrero 2025							
Hierro particulado (*)(**)	Estación	4	0,344	0,086	9,828	**<0,001**	CS>SLp=SM=SMp; CS=SL
	Error	15	0,131	0,009			
	Total	19	0,476				
Aluminio particulado (*)(**)	Estación	4	0,105	0,026	2,798	0,064	
	Error	15	0,140	0,009			
	Total	19	0,245				

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; p = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad.

Durante febrero 2023, las concentraciones de Hierro disuelto (μg/L), fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en el agua superficial de la estación SMp (estación con pluma de dispersión de sedimentos) (Tabla 4.1.26). Durante ese muestreo, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar las concentraciones de Aluminio disuelto (Tabla 4.1.26). Durante febrero 2025, la presencia de plumas de dispersión de sedimentos, no tuvo incidencia significativa en la eventual separación de estaciones con y sin presencia de plumas; en otras palabras, las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto no fueron más altas en el agua superficial de estaciones con plumas *versus* aquellas sin plumas de dispersión de sedimentos (Tabla 4.1.26).

Tabla 4.1.26. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones) entre las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.48. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
febrero 2023							
Hierro disuelto (*)	Estación	4	0,064	0,016	9,146	**0,002**	SMp>RCS=SLp; SMp=SM=SL
	Error	10	0,017	0,002			
	Total	4	0,081				
Aluminio disuelto (*)	Estación	4	0,120	0,030	0,736	0,588	
	Error	10	0,407	0,041			
	Total	14	0,527				
febrero 2025							
Hierro disuelto (*)(**)	Estación	4	1,092	0,273	6,690	**0,003**	SLp=SM>CS=SL; SLp=SM=SMp
	Error	15	0,612	0,041			
	Total	19	1,705				
Aluminio disuelto (*)(**)	Estación	4	0,971	0,243	4,294	**0,016**	SM=SMp>SL; SM=SMp=SLp=RC
	Error	15	0,848	0,057			
	Total	19	1,819				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad.

Sector río Pichoy / características físicas del agua durante marea vaciante (bajando) y llenante (subiendo) (febrero 2023)

La Tabla 4.1.27, muestra que durante marea vaciante y llenante, los valores de prácticamente todas las variables aumentan desde la estación más continental (Pichoy interior o Pin), a la más externa (Pichoy exterior o Pie), patrón que es particularmente notorio en la variabilidad de la conductividad y concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST). La variabilidad de la conductividad puede explicarse como sigue: la estación Pichoy exterior, está cercana a la zona de confluencia del río Pichoy con el río Cruces y, por lo tanto, recibe mayor influencia de aguas más cercanas a la desembocadura del río Cruces en el río Valdivia, zona que por su mayor cercanía al mar tiene aguas de mayor conductividad. Por otra parte, el aumento notorio de SST desde Pichoy interior al resto

de estaciones, está probablemente relacionado a que esta estación, se ubica aguas arriba de la planicie sedimentaria de Pichoy, desde la cual se origina una extensa pluma de dispersión de sedimentos, lo que resulta en aumento de concentraciones de SST en las estaciones ubicadas aguas abajo de la misma; es decir, Pichoy puente, Pichoy medio y Pichoy exterior (*cf.* Fig. 4.1.49).

Tabla 4.1.27. Promedios de los parámetros físicos, registrados durante marea vaciante y llenante en aguas del río Pichoy, febrero 2023. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.49.

estaciones río Pichoy	° C	conductividad µS/cm	pH	O_2 mg/L	O_2 %	transparencia cm	SST mg/L
marea vaciante							
Pin	17,8	50,9	7,6	8,7	91,3	53	3,0
Pip	21,2	434,6	7,3	8,3	93,0	91	16,9
Pim	21,5	989,0	7,1	9,3	105,7	91	12,7
Pie	22,0	2238,3	7,2	9,1	105,1	105	13,7
marea llenante							
Pin	19,4	38,4	7,3	9,6	99,3	163	2,3
Pip	22,1	543,0	7,4	9,6	111,2	110	14,9
Pim	22,6	1885,0	7,4	9,6	112,1	97	11,8
Pie	21,6	3391,0	7,4	9,4	107,7	103	20,7

Durante marea vaciante, los valores de temperatura, conductividad, saturación de oxígeno y Sólidos Suspendidos Totales (SST), fueron significativamente más altos ($p<0,05$), en las estaciones ubicadas agua abajo de Pichoy interior, especialmente en Pichoy exterior (Tabla 4.1.28).

La Tabla 4.1.29, muestra los resultados tendientes a evaluar eventuales diferencias estadísticas, entre la variabilidad de cada uno de los parámetros estudiados a lo largo del río Pichoy, durante marea llenante. En términos generales, el patrón de diferencias estadísticas ($p<0,05$), es similar al descrito más arriba, para los datos obtenidos durante marea vaciante (*cf.* Tabla 4.1.29 con Tabla 4.1.28).

Tabla 4.1.28. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones), entre los valores de temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno y SST, registradas durante el mes de febrero del año 2023 durante el período de marea vaciante y en cuatro estaciones del río Pichoy. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.49. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (**)	Estación	3	32,456	10,819	6491,16	**<0,001**	Pie>Pim>Pip>Pin
	Error	8	0,013	0,002			
	Total	11	32,469				
pH (**)	Estación	3	0,429	0,143	21,60	**<0,001**	Pin>Pip=Pim=Pie
	Error	8	0,053	0,007			
	Total	11	0,482				
Conductividad (*)(**)	Estación	3	4,496	1,499	7395,86	**<0,001**	Pie>Pim>Pip>Pin
	Error	8	0,002	0,002			
	Total	11	4,497				
concentración de O_2	Estación	3	1,769	0,590	15,58	**0,001**	Pim>Pip=Pin; Pim=Pie
	Error	8	0,303	0,038			
	Total	11	2,072				
saturación de O_2 (*)	Estación	3	0,010	0,003	45,23	**<0,001**	Pie=Pim>Pip=Pin
	Error	8	0,001	0,001			
	Total	11	0,011				
SST	Estación	3	325,377	108,459	11,27	**0,003**	Pie=Pim=Pip>Pin
	Error	8	76,980	9,622			
	Total	11	402,357				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad

Tabla 4.1.29. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones), entre los valores de temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno y SST, registradas durante el mes de febrero del año 2023 durante el período de marea llenante y en cuatro estaciones del río Pichoy. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.49. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (**)	Estación	3	18,040	6,013	7216,00	**<0,001**	Pim>Pip>Pie>Pin
	Error	8	0,007	0,001			
	Total	11	18,047				
pH	Estación	3	0,012	0,004	3,040	0,093	
	Error	8	0,011	0,001			
	Total	11	0,023				
conductividad (*)	Estación	3	6,717	2,239	1630,83	**<0,001**	Pie>Pim>Pip>Pin
	Error	8	0,001	0,001			
	Total	11	6,717				
concentración de O_2	Estación	3	0,140	0,047	1,309	0,337	
	Error	8	0,285	0,036			
	Total	11	0,425				
saturación de O_2 (*)	Estación	3	0,005	0,002	20,495	**<0,001**	Pie=Pim=Pip>Pin
	Error	8	0,007	0,001			
	Total	11	0,006				
SST	Estación	3	534,927	178,309	39,823	**<0,001**	Pie>Pim=Pip>Pin
	Error	8	35,820	4,478			
	Total	11	570,747				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad

Sector río Pichoy / Hierro y Aluminio particulado y disuelto durante marea vaciante (bajando) y llenante (subiendo)

Durante marea vaciante y marea llenante, las concentraciones de Hierro - particulado y disuelto - fueron más altas que las de Aluminio particulado y disuelto (Tabla 4.1.30).

Tabla 4.1.30. Promedios de las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, registrados durante marea vaciante y llenante en aguas del río Pichoy, durante febrero del año 2023. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.49.

estaciones río Pichoy	Fe µg/g	Al µg/g	Fe µg/L	Al µg/L
marea vaciante				
Pin	77.579	33.840	371,6	19,5
Pip	54.773	31.728	200,9	8,1
Pim	54.511	27.934	87,7	4,0
Pie	60.089	24.038	15,6	1,8
marea llenante				
Pin	126.764	37.941	341,7	18,5
Pip	54.212	34.269	283,3	10,0
Pim	56.404	33.400	34,7	2,3
Pie	58,661	45.352	3,8	1,4

Durante ambas mareas, las concentraciones de Hierro particulado fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en la estación más continental (Pichoy interior); no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar las concentraciones de este elemento y fracción, entre el resto de estaciones (Tabla 4.1.31).

Durante marea vaciante, las concentraciones de Aluminio particulado fueron similares ($p>0,05$), en el agua de Pichoy interior, Pichoy puente y Pichoy medio; a la vez, tales concentraciones fueron significativamente más altas ($p<0,05$), que las medidas en Pichoy exterior (Tabla 4.1.31).

Durante marea llenante y en general, no se detectó una gradiente definida a lo largo del río Pichoy en cuanto a Aluminio particulado: mientras que las concentraciones de este elemento y fracción, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en Pichoy exterior *versus* Pichoy medio, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar estadísticamente las concentraciones de este elemento y fracción, en las estaciones Pichoy interior, Pichoy puente y Pichoy exterior (Tabla 4.1.31).

Tabla 4.1.31. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones) entre las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado, registradas durante el mes de febrero del año 2023 durante dos periodos de marea (vaciante y llenante) y en cuatro estaciones del río Pichoy. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.49. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
marea vaciante							
Hierro particulado (*)	Estación	3	0,044	0,015	10,285	**0,004**	Pin>Pip=Pim=Pie
	Error	8	0,012	0,001			
	Total	11	0,056				
Aluminio particulado (*)	Estación	3	0,038	0,013	8,641	**0,007**	Pin=Pip=Pim>Pie
	Error	8	0,012	0,001			
	Total	11	0,049				
marea llenante							
Hierro particulado (*)	Estación	3	0,280	0,093	62,156	**<0,001**	Pin>Pip=Pim=Pie
	Error	8	0,012	0,002			
	Total	11	0,292				
Aluminio particulado (*)	Estación	3	0,032	0,011	4,825	**0,033**	Pie>Pim; Pin=Pip=Pie
	Error	8	0,018	0,002			
	Total	11	0,050				

Durante ambas mareas, las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto, fueron significativamente más altas (p<0,05) en la estación más continental (Pichoy interior); desde esta estación, las concentraciones de ambos elementos y fracciones, disminuyeron significativamente (p<0,05) hacia la estación Pichoy exterior (Tabla 4.1.32).

Tabla 4.1.32. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones) entre las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto, registradas durante el mes de febrero del año 2023 durante dos periodos de marea (vaciante y llenante) y en cuatro estaciones del río Pichoy. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.49. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
marea vaciante							
Hierro disuelto (*)(**)	Estación	3	3,318	1,106	163,440	**<0,001**	Pin>Pip>Pim>Pie
	Error	8	0,054	0,007			
	Total	11	3,372				
Aluminio disuelto (*)	Estación	3	1,867	0,622	63,452	**<0,001**	Pin>Pip>Pim>Pie
	Error	8	0,079	0,010			
	Total	11	1,946				
marea llenante							
Hierro disuelto (*)(**)	Estación	3	7,640	2,547	296,131	**<0,001**	Pin=Pip>Pim>Pie
	Error	8	0,069	0,009			
	Total	11	7,709				
Aluminio disuelto (*)	Estación	3	2,545	0,848	200,364	**<0,001**	Pin>Pip>Pim>Pie
	Error	8	0,034	0,004			
	Total	11	2,579				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad.

Sector río Cayumapu / características físicas del agua durante marea vaciante (bajando) y llenante (subiendo)

La Tabla 4.1.33, muestra que durante marea vaciante y llenante, los valores de prácticamente todas las variables aumentan desde Cayumapu interior o Cai, a la estación más externa (Cayumapu exterior o Cae), patrón que es particularmente notorio en la variabilidad de la conductividad, además de la concentración y saturación de oxígeno. Similar a lo argumentado, para el patrón de conductividad observado a lo largo del río Pichoy, la estación Cayumapu exterior, está cercana a la zona de confluencia del río Cayumapu con el río Cruces y por lo tanto, recibe mayor influencia de aguas más cercanas a la desembocadura del río Cruces en el río Valdivia, zona que por su mayor cercanía al mar tiene aguas de mayor conductividad. Por otra parte, el aumento notorio de la concentración y saturación de oxígeno, entre Cayumapu interior y Cayumapu exterior, está probablemente relacionado a que la primera de estas estaciones estuvo localizada, en un área que se ha caracterizado por presentar bajas significativas de oxígeno en los últimos años (ver UACh 2025).

Tabla 4.1.33. Promedios de los parámetros físicos, registrados durante marea vaciante y llenante en aguas del río Cayumapu, febrero 2023. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.50.

estaciones río Cayumapu	° C	conductividad µS/cm	pH	O_2 mg/L	O_2 %	transparencia cm	SST mg/L
marea vaciante							
Cai	20,6	1711,3	6,9	5,9	66,1	135	9,5
Cam	21,3	2570,7	7,1	8,2	93,1	111	18,5
Cae	21,3	2713,7	7,1	8,6	97,1	93	17,8
marea llenante							
Cai	21,7	2227,3	7,2	8,4	96,6	136	7,2
Cam	21,0	3469,3	7,3	10,3	117,4	109	9,6
Cae	22,0	4054,0	7,7	9,6	110,4	109	12,1

Los resultados tendientes a evaluar eventuales diferencias estadísticas, entre la variabilidad de cada uno de los parámetros estudiados durante marea vaciante y llenante, a lo largo del río Cayumapu, muestran en general, que los valores de conductividad, pH, concentración y saturación de oxígeno y Sólidos Suspendidos Totales (SST), fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en la estación Cayumapu exterior (Cae) (*cf.* Tablas 4.1.34 y 4.1.35).

Tabla 4.1.34. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones), entre los valores de temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno y SST, registradas durante el mes de febrero del año 2023 durante el período de marea vaciante y en tres estaciones del río Cayumapu. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.50. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (**)	Estación	2	0,980	0,490	300,002	**<0,001**	Cam > Cae >Cai
	Error	6	0,000	0,000			
	Total	8	0,980				
pH (**)	Estación	2	0,065	0,032	4,212	0,069	
	Error	6	0,045	0,008			
	Total	8	0,110				
Conductividad (*)	Estación	2	0,072	0,036	91276,32	**<0,001**	Cae > Cam > Cai
	Error	6	0,001	0,001			
	Total	8	0,072				
concentración de O_2	Estación	2	12,982	6,491	299,442	**<0,001**	Cae > Cam > Cai
	Error	6	0,130	0,022			
	Total	8	13,113				
saturación de O_2 (*)	Estación	2	0,051	0,025	216,475	**<0,001**	Cae = Cam > Cai
	Error	6	0,001	0,001			
	Total	8	0,051				
SST	Estación	2	149,229	74,614	14,282	**0,005**	Cae = Cam > Cai
	Error	6	31,347	5,224			
	Total	8	180,576				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad

Tabla 4.1.35. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones), entre los valores de temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno y SST, registradas durante el mes de febrero del año 2023 durante el período de marea llenante y en tres estaciones del río Cayumapu. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.50. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Estación	2	1,580	0,790	6,771	**0,029**	Cae > Cam; Cae = Cai
	Error	6	0,700	0,117			
	Total	8	2,280				
pH	Estación	2	0,443	0,221	70,922	**<0,001**	Cae > Cam > Cai
	Error	6	0,019	0,003			
	Total	8	0,462				
Conductividad (*)(**)	Estación	2	0,109	0,055	1352,512	**<0,001**	Cae > Cam > Cai
	Error	6	0,001	0,001			
	Total	8	0,109				
concentración de O_2	Estación	2	5,659	2,830	20,017	**0,002**	Cae = Cam > Cai
	Error	6	0,848	0,141			
	Total	8	6,507				
saturación de O_2 (*)	Estación	2	0,011	0,006	15,944	**0,004**	Cae = Cam > Cai
	Error	6	0,002	0,003			
	Total	8	0,013				
SST	Estación	2	37,016	18,508	10,556	**0,011**	Cae > Cai; Cae = Cam
	Error	6	10,520	1,753			
	Total	8	47,536				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad.

Sector río Cayumapu / Hierro y Aluminio particulado y disuelto durante marea vaciante (bajando) y llenante (subiendo) (febrero 2023)

Durante marea vaciante y marea llenante, las concentraciones de Hierro - particulado y disuelto - fueron más altas que las de Aluminio particulado y disuelto (Tabla 4.1.36).

Tabla 4.1.36. Promedios de las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, registrados durante marea vaciante y llenante en aguas del río Cayumapu, durante febrero del año 2023. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.50.

estaciones río Cayumapu	Fe µg/g	Al µg/g	Fe µg/L	Al µg/L
marea vaciante				
Cai	74.186	37.290	16,4	1,4
Cam	60.791	50.182	8,0	1,8
Cae	68.433	59.799	3,3	1,4
marea llenante				
Cai	59.879	26.115	13,4	1,3
Cam	72.030	36.352	4,6	3,9
Cae	58.651	49.171	2,5	1,2

Durante marea vaciante y llenante, no se detectaron tendencias claras en las concentraciones de Hierro particulado; por el contrario, para el caso del Aluminio particulado si se detectó una tendencia significativa ($p<0,05$), ya que las concentraciones de este elemento y fracción, fueron más bajas al interior del área de estudio (Cayumapu interior o Cai) (Tabla 4.1.37).

Tanto en marea vaciante como llenante, las concentraciones de Hierro disuelto tendieron a disminuir significativamente ($p<0,05$), desde Cayumapu interior (Cai), hacia Cayumapu medio (Cam) y Cayumapu exterior (Caie) (Tabla 4.1.38).

No se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar las concentraciones de Aluminio disuelto (Tabla 4.1.38) durante marea vaciante; por el contrario, durante marea llenante, las concentraciones de este elemento y fracción fueron significativamente más altas ($p<0,05$), en Cayumapu medio (Tabla 4.1.38).

Tabla 4.1.37. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones) entre las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado, registradas durante el mes de febrero del año 2023, durante dos períodos de marea vaciante y llenante y en tres estaciones del río Cayumapu. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.50. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
marea vaciante							
Hierro particulado (*)	Estación	2	0,011	0,006	10,999	**0,010**	Cai>Cam; Cai=Cae
	Error	6	0,001	0,001			
	Total	8	0,014				
Aluminio particulado (*)	Estación	2	0,065	0,033	13,159	**0,006**	Cae=Cam>Cai
	Error	6	0,015	0,002			
	Total	8	0,080				
marea llenante							
Hierro particulado *)	Estación	2	0,015	0,007	6,510	**0,031**	Cam>Cae; Cam=Cai
	Error	6	0,007	0,001			
	Total	8	0,022				
Aluminio particulado (*)	Estación	2	0,112	0,056	35,990	**<0,001**	Cae>Cam>Cai
	Error	6	0,009	0,002			
	Total	8	0,121				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10.

Tabla 4.1.38. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias espaciales (Estaciones) entre las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto, registradas durante el mes de febrero del año 2023, durante dos períodos de marea vaciante y llenante y en tres estaciones del río Cayumapu. Para acrónimos, ver Fig. 4.1.50. Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
marea vaciante							
Hierro disuelto (*)	Estación	2	0,724	0,362	76,595	**<0,001**	Cai > Cam > Cae
	Error	6	0,028	0,004			
	Total	8	0,752				
Aluminio disuelto	Estación	2	0,339	0,170	1,366	0,324	
	Error	6	0,476	0,124			
	Total	8	1,085				
marea llenante							
Hierro disuelto	Estación	2	198,588	99,294	17,911	**0,003**	Cai > Cam = Cae
	Error	6	33,262	5,544			
	Total	8	231,850				
Aluminio disuelto	Estación	2	13,468	6,734	797,437	**<0,001**	Cam > Cai = Cae
	Error	6	0,051	0,008			
	Total	8	13,518				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10.

Resultados de Análisis de Componentes Principales

Sector superior del río Cruces (Fig. 4.1.48)

La Figura 4.1.56, muestra los resultados del ACP, llevado a cabo para evaluar cual o cuales, de los parámetros físico - químicos del agua, tiene mayor peso porcentual en explicar la variabilidad observada en los datos recolectados, durante febrero 2023 y febrero 2025 (marea vaciante), en el agua superficial y columna de agua del sector río Cruces superior.

Aproximadamente, el 47%, de la variabilidad del conjunto de datos analizado durante febrero 2023 y febrero 2025, es explicado por el Componente o Dimensión 1 (Fig. 4.1.53). A su vez, otro 32 y 27% de tal variabilidad, es explicado por el Componente o Dimensión 2. En conjunto, ambos componentes explican aproximadamente el 80 y 74%,

de la variabilidad observada en los datos de febrero 2023 y febrero 2025, respectivamente (Fig. 4.1.53).

Para analizar el separamiento gráfico de las estaciones de muestreo, resultante del ACP (Fig. 4.1.53), se hace uso de:

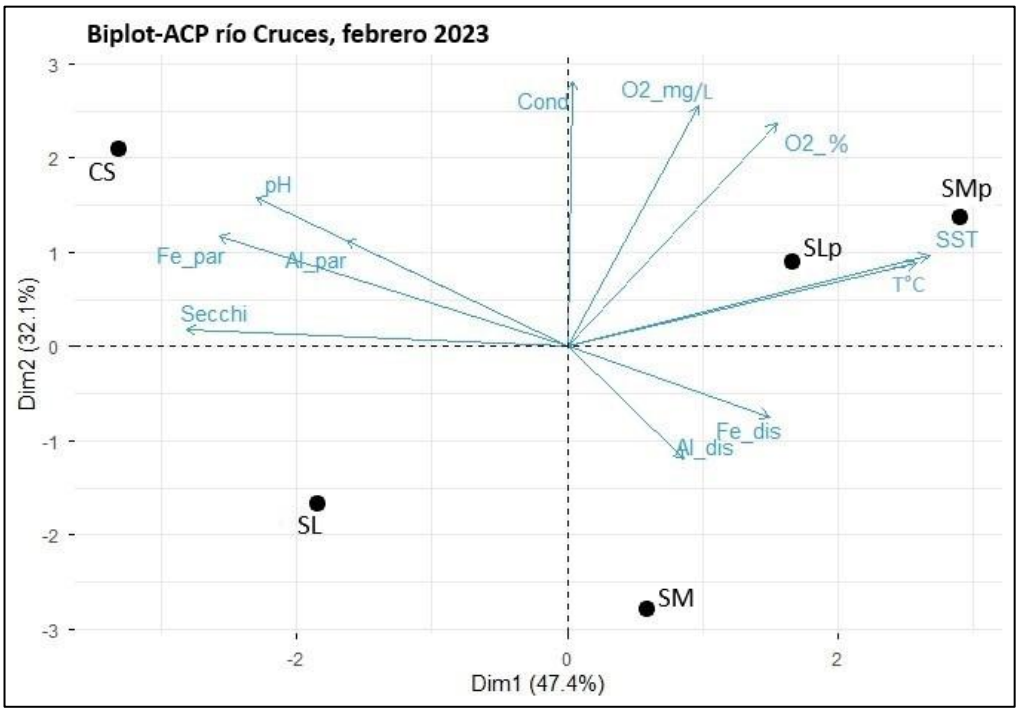
i) Los datos entregados en las Figuras 4.1.54 y 4.1.55, donde se muestran las distribuciones porcentuales explicatorias de cada parámetro, en los componentes 1 y 2 del ACP (Fig. 4.1.54 y 4.1.55, respectivamente).

ii) La longitud de los vectores, que representan a aquellos parámetros que en los componentes 1 y 2 del ACP, tienen un mayor aporte porcentual a la explicación de la variabilidad de los datos.

iii) Los datos de la Tabla 4.1.21 (promedios de los parámetros físicos) y 4.1.24 (promedios de concentraciones de Hierro y Aluminio, particulados y disueltos).

Durante febrero 2023 y febrero 2025, el ACP entrega una separación marcada entre el agua superficial de las estaciones Cruces superior (CS) y San Luis (SL), *versus* el agua de las estaciones San Luis pluma (SLp), San Martín (SM) y San Martín pluma (SMp) (ver ejes X del ACP para ambos años; Fig. 4.1.53). Durante febrero 2023 y febrero 2025, el agua superficial de CS y SL, se separa de aquella de SLp, SMp y SM, debido primariamente a los valores más altos de transparencia (profundidad del Disco Secchi) y Hierro particulado en CS y SL (Fig. 4.1.53; *cf.* Tablas 4.1.21 y 4.1.24). Durante febrero 2025, la separación de las estaciones arriba señalada, es explicada también por las concentraciones más altas de Aluminio particulado en el agua superficial de CS y SL (Fig. 4.1.53; *cf.* Tabla 4.1.24).

Es interesante señalar, que durante ambos muestreos, los vectores de Hierro y Aluminio particulados, se ubican en cuadrantes opuestos a los vectores de Hierro y Aluminio disuelto. En otras palabras, la tendencia fue que, durante febrero 2023 y febrero 2025 y en aquellas estaciones donde el agua superficial de las mismas tuvo las mayores concentraciones de Hierro y Aluminio particulados (CS y SL), se midieron en general, concentraciones más bajas de Hierro y Aluminio disuelto y *viceversa* (Fig. 4.1.53; *cf.* Tabla 4.1.24).



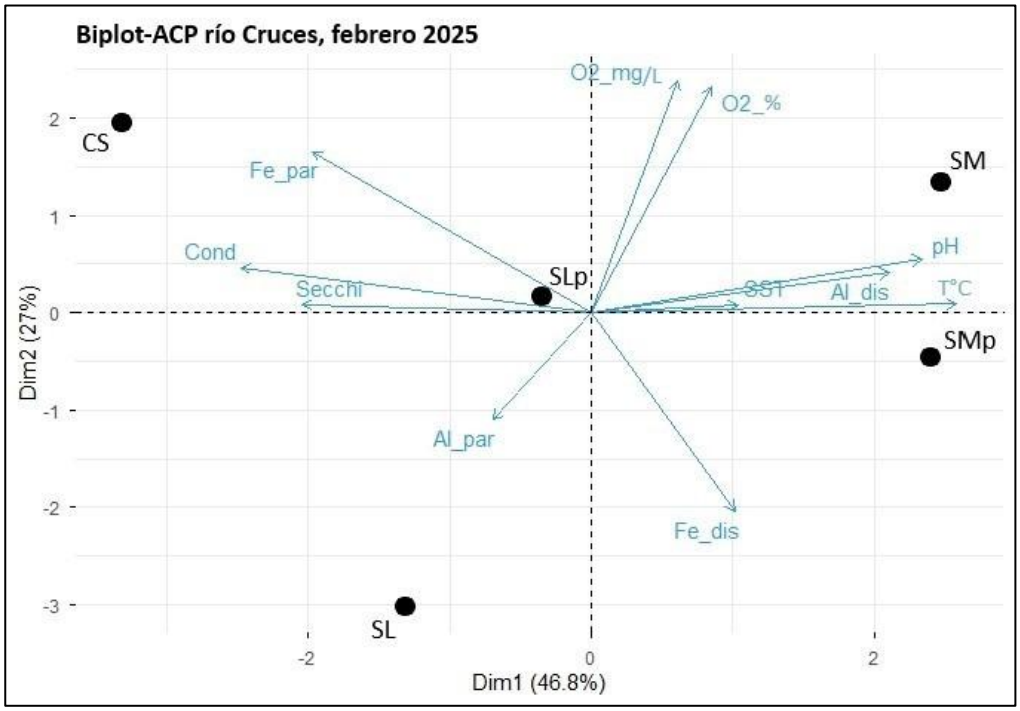
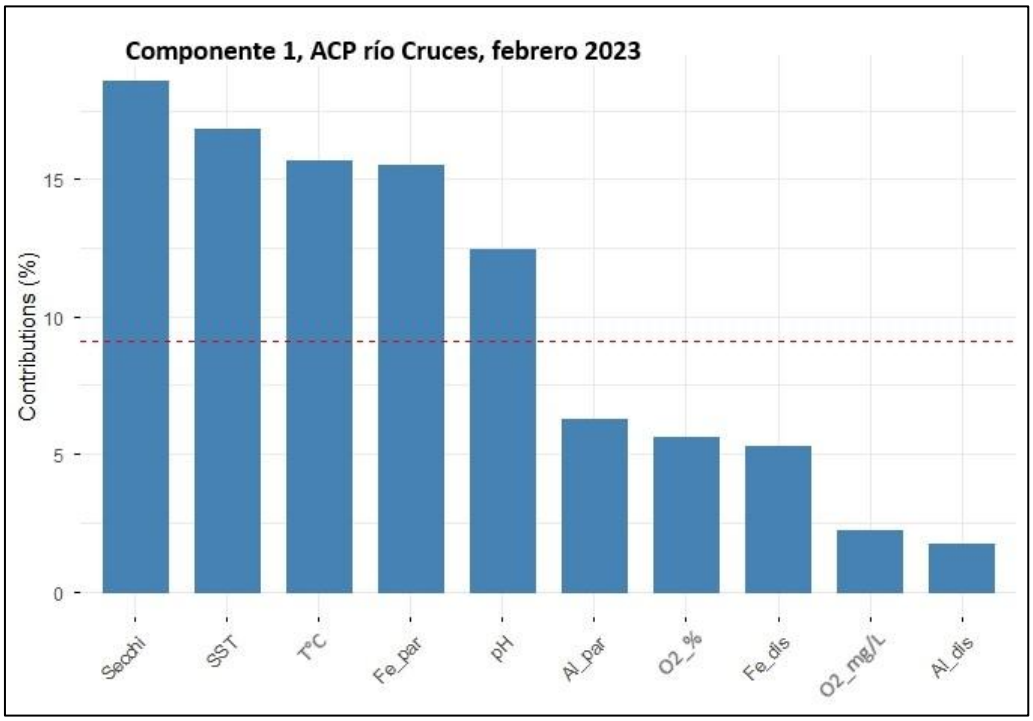
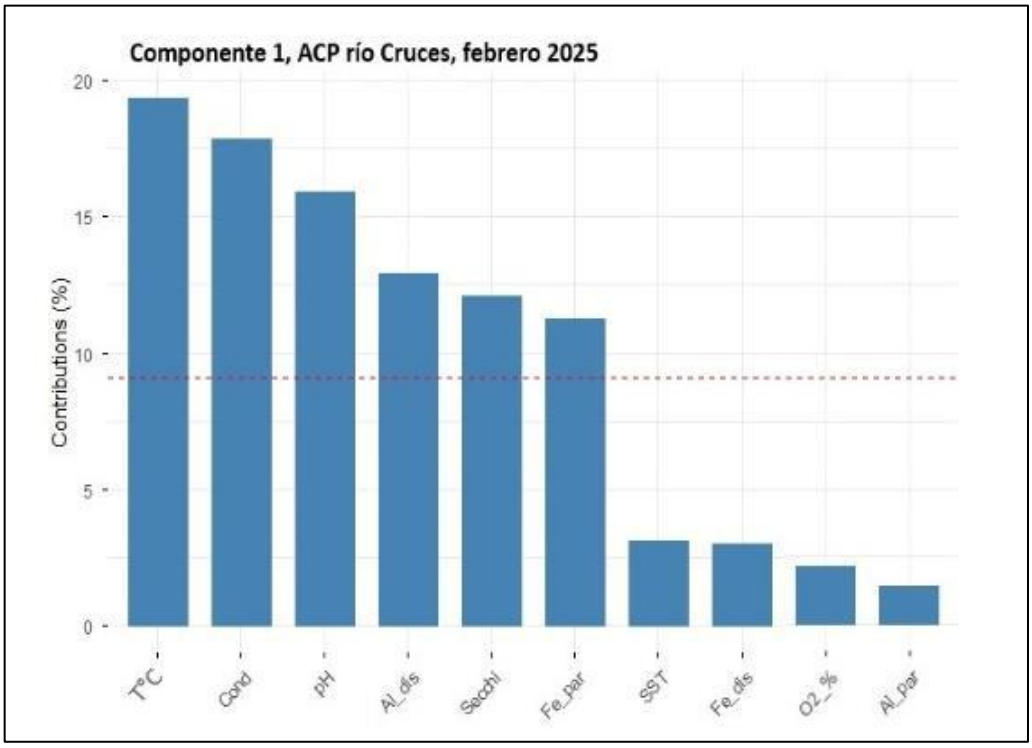
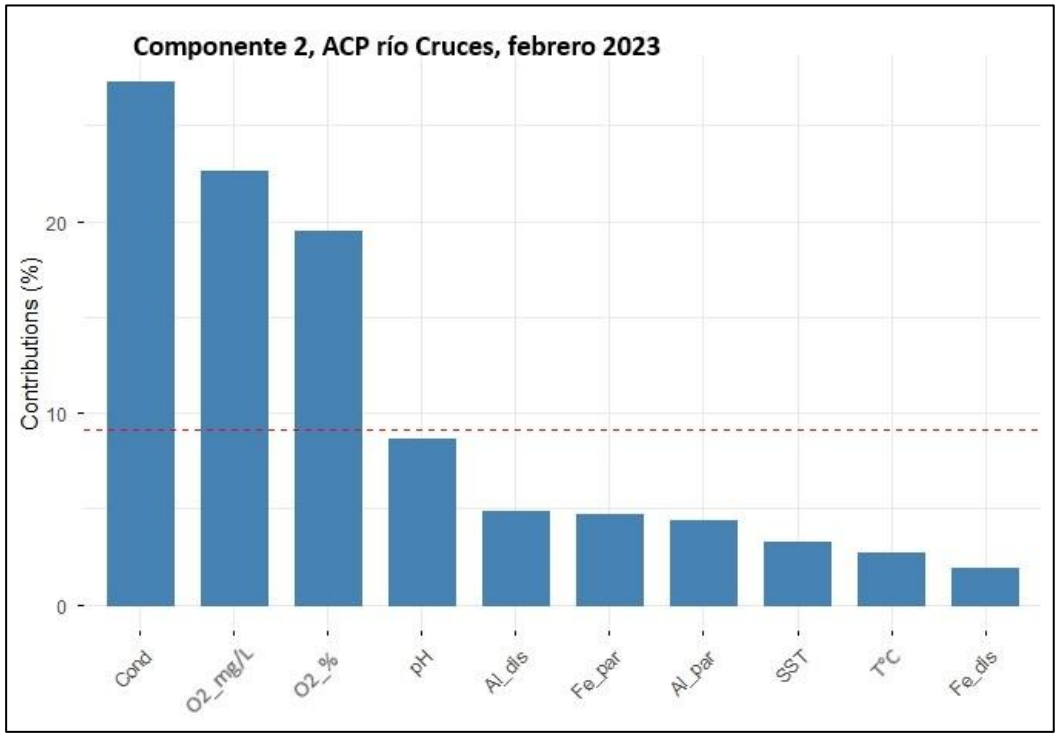


Figura 4.1.53. Representación gráfica de los resultados del Análisis de Componentes Principales, llevado a cabo con los valores de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno, transparencia (profundudad del Disco Secchi), SST y concentración de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, registrados en el sector río Cruces superior, durante febrero 2023 y febrero 2025, en las estaciones que se muestran en la Figura 4.1.48.





4.1.54. Distribución explicatoria porcentual de cada parámetro, en el componente 1 del ACP río Cruces, febrero 2023 y febrero 2025.



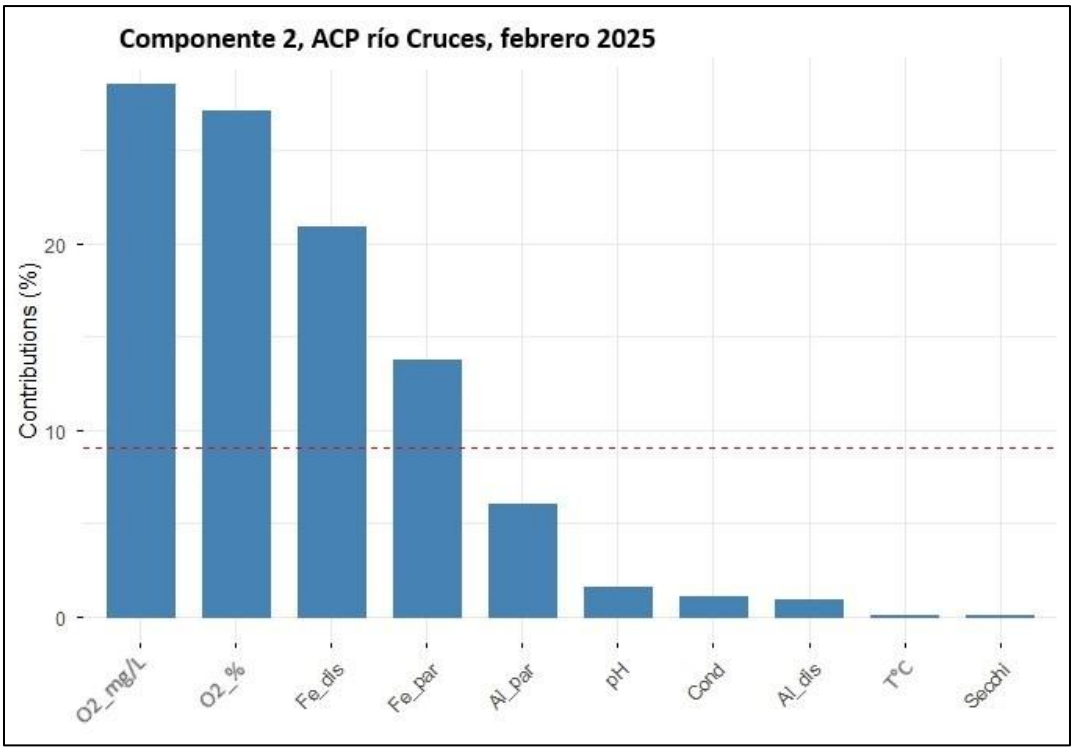


Figura 4.1.55. Distribución explicatoria porcentual de cada parámetro, en el componente 2 del ACP río Cruces, febrero 2023 y febrero 2025.

Sector río Pichoy (Fig. 4.1.49)

La Figura 4.1.56, muestra los resultados del ACP, llevado a cabo para evaluar cual o cuales, de los parámetros físico - químicos del agua, tiene mayor peso porcentual en explicar la variabilidad observada en los datos recolectados, durante febrero 2023 (marea vaciante y llenante), en el agua superficial y columna de agua del sector río Pichoy.

Aproximadamente, el 80 y 68%, de la variabilidad del conjunto de datos analizado durante marea vaciante y marea llenante, respectivamente, es explicado por el Componente o Dimensión 1 (Fig. 4.1.56). Por otra parte, el Componente o Dimensión 2 explica aproximadamente, el 15 y 27% de tal variabilidad (marea vaciante y llenante, respectivamente). En conjunto, ambos componentes explican aproximadamente, el 95 y 94%, de la variabilidad observada en los datos de marea vaciante y llenante, respectivamente (Fig. 4.1.56).

Para analizar el separamiento gráfico de las estaciones de muestreo, resultante del ACP (Fig. 4.1.56), se hace uso de:

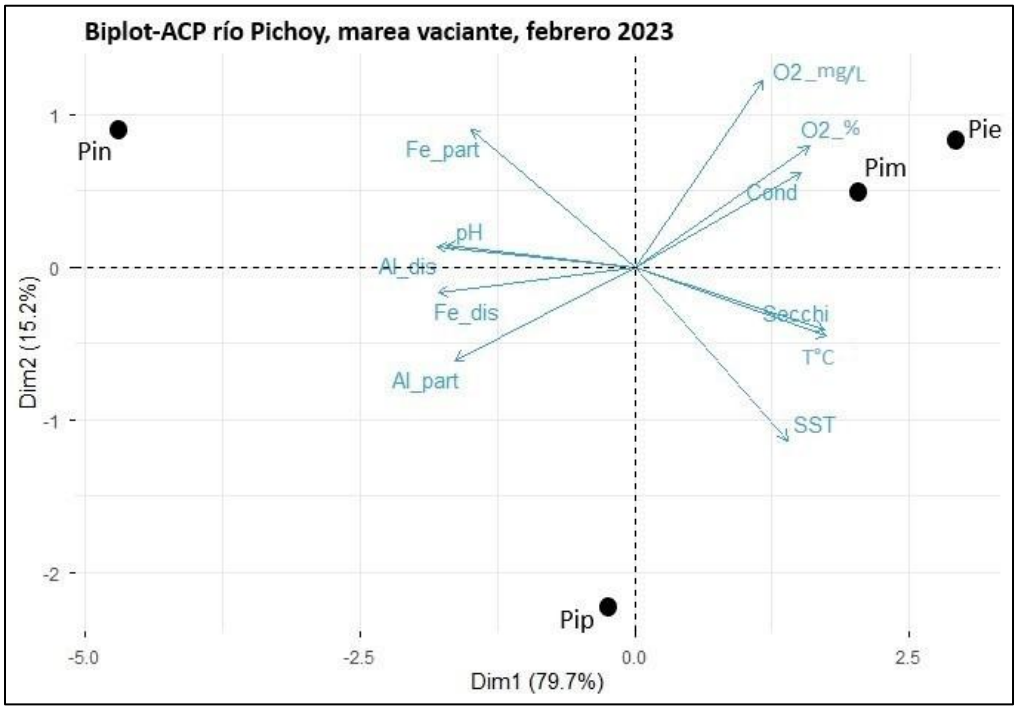
iv) Los datos entregados en las Figuras 4.1.57 y 4.1.58, donde se muestran las distribuciones porcentuales explicatorias de cada parámetro, en los componentes 1 y 2 del ACP (Fig. 4.1.57 y 4.1.58, respectivamente).

v) La longitud de los vectores, que representan a aquellos parámetros que en los componentes 1 y 2 del ACP, tienen un mayor aporte porcentual a la explicación de la variabilidad de los datos.

vi) Los datos de la Tabla 4.1.27 (promedios de los parámetros físicos) y 4.1.30 (promedios de concentraciones de Hierro y Aluminio, particulados y disueltos).

Durante ambas mareas, el ACP muestra una separación clara, entre el agua superficial de Pichoy interior (Pin), *versus* la de las estaciones Pichoy puente (Pip), Pichoy medio (Pim) y Pichoy exterior (Pie) (ver ejes X del ACP para ambas mareas; Fig. 4.1.56). Durante la marea vaciante y llenante, el agua de la estación Pin, se separa primariamente del resto de estaciones debido a sus concentraciones más bajas de SST y concentraciones más altas de Hierro y Aluminio, particulado y disuelto (Fig. 4.1.56; *cf*. Tablas 4.1.27 y 4.1.30).

Durante marea vaciante, las estaciones Pichoy medio (Pim) y Pichoy exterior (Pie), se ubican graficamente en el cuadrante opuesto a aquel donde se ubica Pichoy puente (Pip) (ver eje X del ACP para marea vaciante; Fig. 4.1.56). Esto puede ser explicado primariamente, debido a que durante esta marea, el agua superficial de Pim y Pie, tiene - en relación al agua de Pip - valores más altos de conductividad, concentraciones y saturaciones de oxígeno (Fig. 4.1.56; *cf.* Tabla 4.1.27). En oposición a lo observado durante marea vaciante, durante marea llenante y aparte de separarse gráficamente de Pin, las estaciones Pim y Pie aparecen graficamente separadas a lo largo del Componente 2 del ACP, debido a los valores más altos de conductividad y SST en Pichoy exterior (Fig. 4.1.56; *cf.* Tabla 4.1.27).



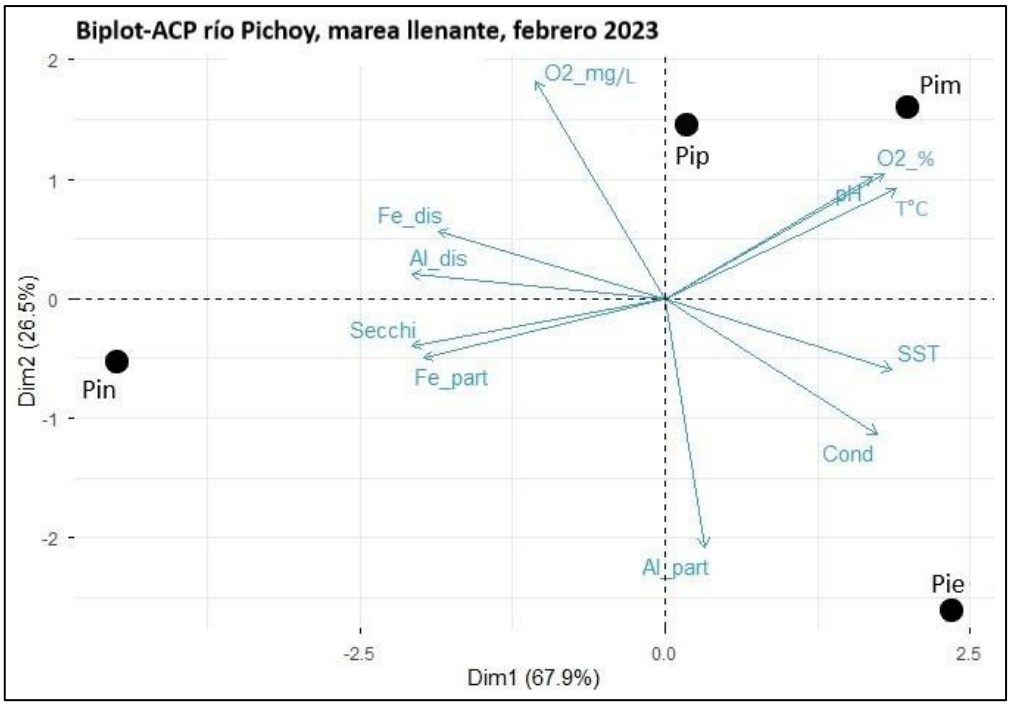
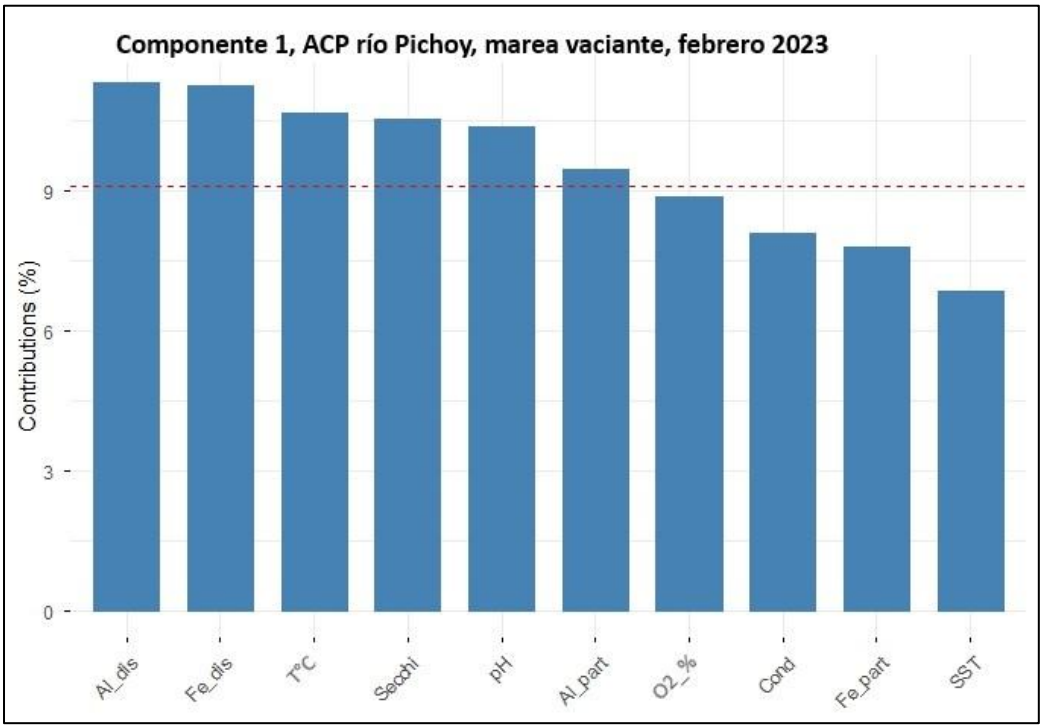


Figura 4.1.56. Representación gráfica de los resultados del Análisis de Componentes Principales, llevado a cabo con los valores de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno, transparencia (profundudad del Disco Secchi), SST y concentración de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, registrados en marea vaciante y llenante, en el sector río Pichoy, durante febrero 2023, en las estaciones que se muestran en la Figura 4.1.49.



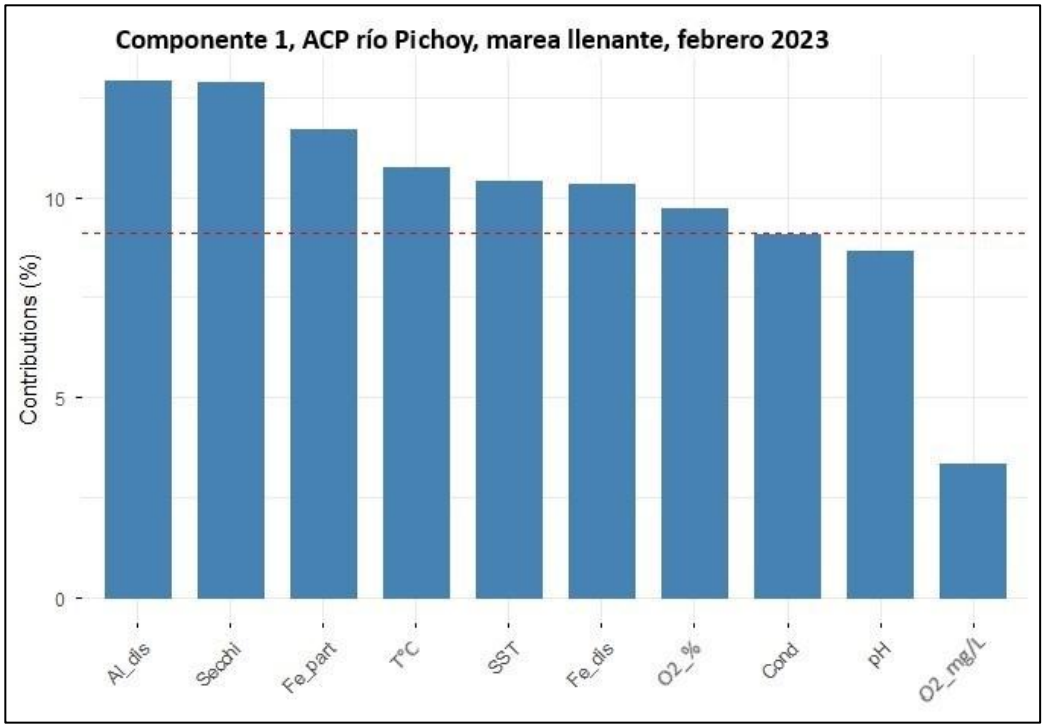
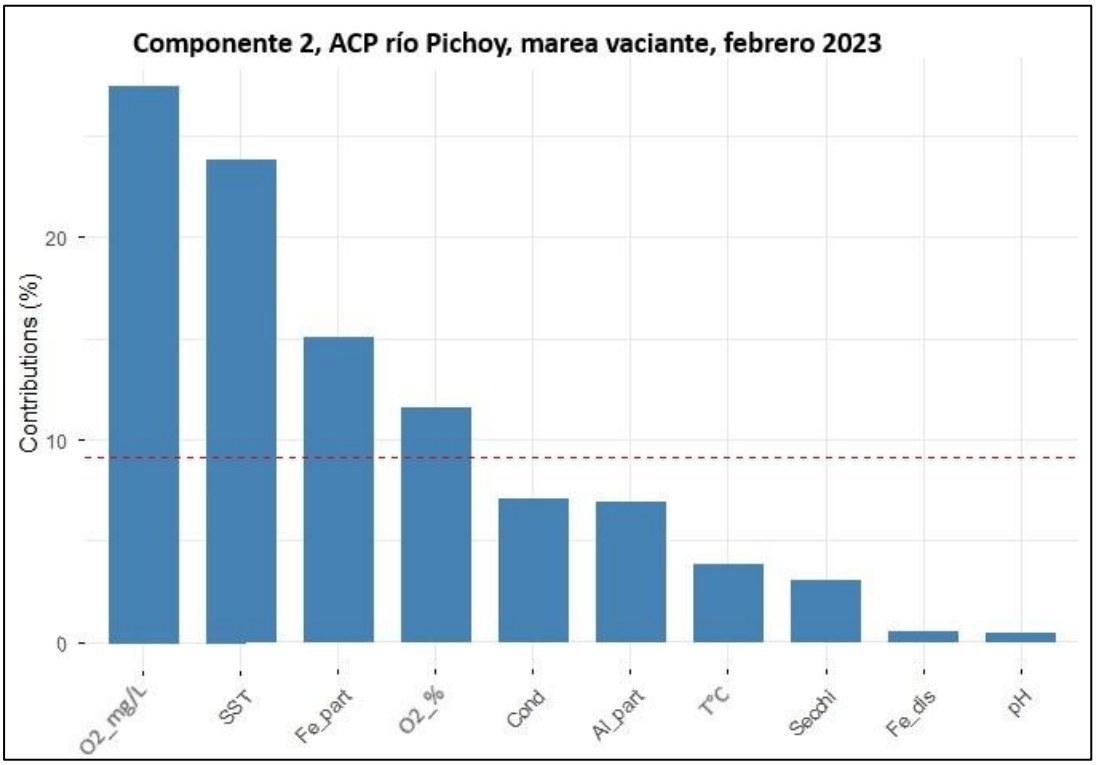


Figura 4.1.57. Distribución explicatoria porcentual de cada parámetro, en el componente 1 del ACP río Pichoy, marea vaciante y llenante, febrero 2023.



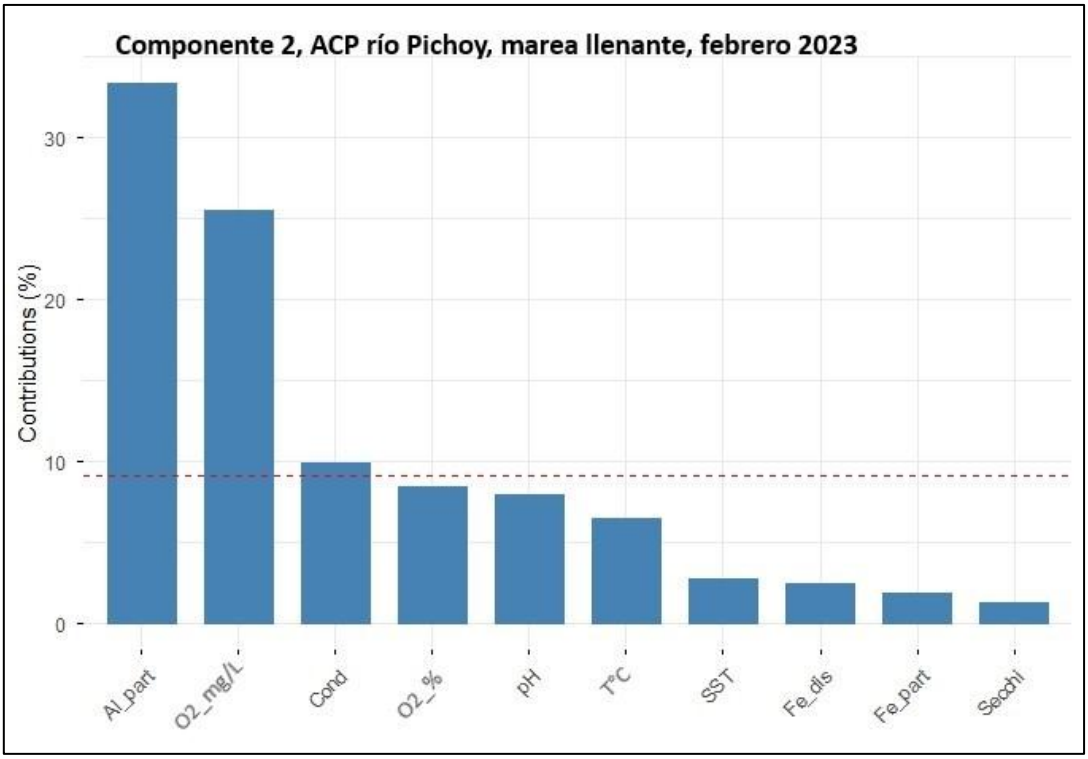


Figura 4.1.58. Distribución explicatoria porcentual de cada parámetro, en el componente 2 del ACP río Pichoy, marea vaciante y llenante, febrero 2023.

Sector río Cayumapu (Fig. 4.1.50)

La Figura 4.1.59, muestra los resultados del ACP, llevado a cabo para evaluar cual o cuales, de los parámetros físico - químicos del agua, tiene mayor peso porcentual en explicar la variabilidad observada en los datos recolectados, durante febrero 2023 (marea vaciante y llenante) en el agua superficial y columna de agua del sector río Cayumapu.

Aproximadamente, el 84 y 64 %, de la variabilidad del conjunto de datos analizado durante marea vaciante y marea llenante, respectivamente, es explicado por el Componente o Dimensión 1 (Fig. 4.1.59). Por otra parte, aproximadamente el 16 y 37 % de tal variabilidad, son explicados por el Componente o Dimensión 2 (marea vaciante y llenante, respectivamente). En conjunto, ambos componentes explican aproximadamente, el 100%, de la variabilidad observada en los datos de marea vaciante y llenante (Fig. 4.1.59).

Para analizar el separamiento gráfico de las estaciones de muestreo, resultante del ACP (Fig. 4.1.59), se hace uso de:

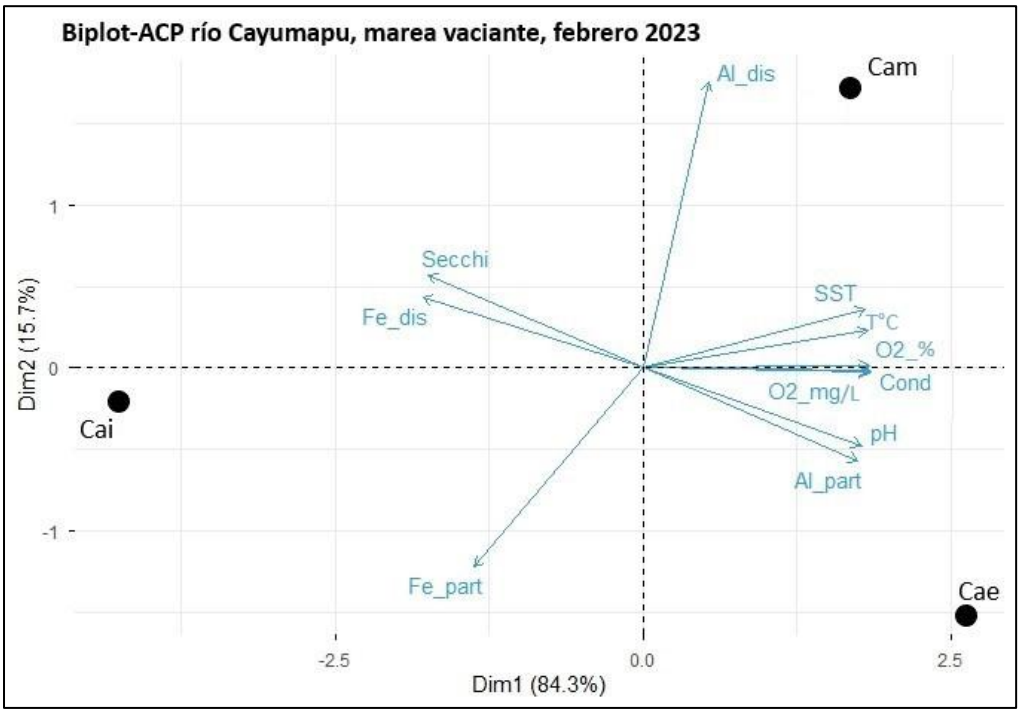
vii) Los datos entregados en las Figuras 4.1.60 y 4.1.61, donde se muestran las distribuciones porcentuales explicatorias de cada parámetro, en los componentes 1 y 2 del ACP (Fig. 4.1.60 y 4.1.61, respectivamente).

viii) La longitud de los vectores, que representan a aquellos parámetros que en los componentes 1 y 2 del ACP, tienen un mayor aporte porcentual a la explicación de la variabilidad de los datos.

ix) Los datos de la Tabla 4.1.33 (promedios de los parámetros físicos) y 4.1.36 (promedios de concentraciones de Hierro y Aluminio, particulados y disueltos).

Durante ambas mareas, el ACP muestra una separación marcada, entre el agua superficial de Cayumapu interior (Cai), *versus* la del agua de Cayumapu medio (Cam) y Cayumapu exterior (Cae) (ver ejes X del ACP para ambas mareas; Fig. 4.1.59). Durante la marea vaciante, el agua de Cai, se separa de la de Cam y Cae, debido primariamente a valores más bajos de conductividad y oxígeno, concentraciones más altas de Hierro particulado y disuelto y mayor transparencia del agua (profundidad del Disco Secchi) (Fig. 4.1.59; *cf*. Tablas 4.1.33 y 4.1.36). Durante la marea llenante, el agua superficial de Cai, se diferencia del agua de las otras estaciones, primariamente debido a sus valores más altos de transparencia y concentración de Hierro disuelto (Fig. 4.1.59 *cf*. Tablas 4.1.33 y 4.1.36).

Durante la marea vaciante, el agua superficial de la estación Cayumapu medio (Cam), se diferencia primariamente de aquella de la estación Cayumapu exterior (Cae), por sus concentraciones más altas de Hierro particulado y Aluminio disuelto (Fig. 4.1.59 *cf*. Tabla 4.1.36).



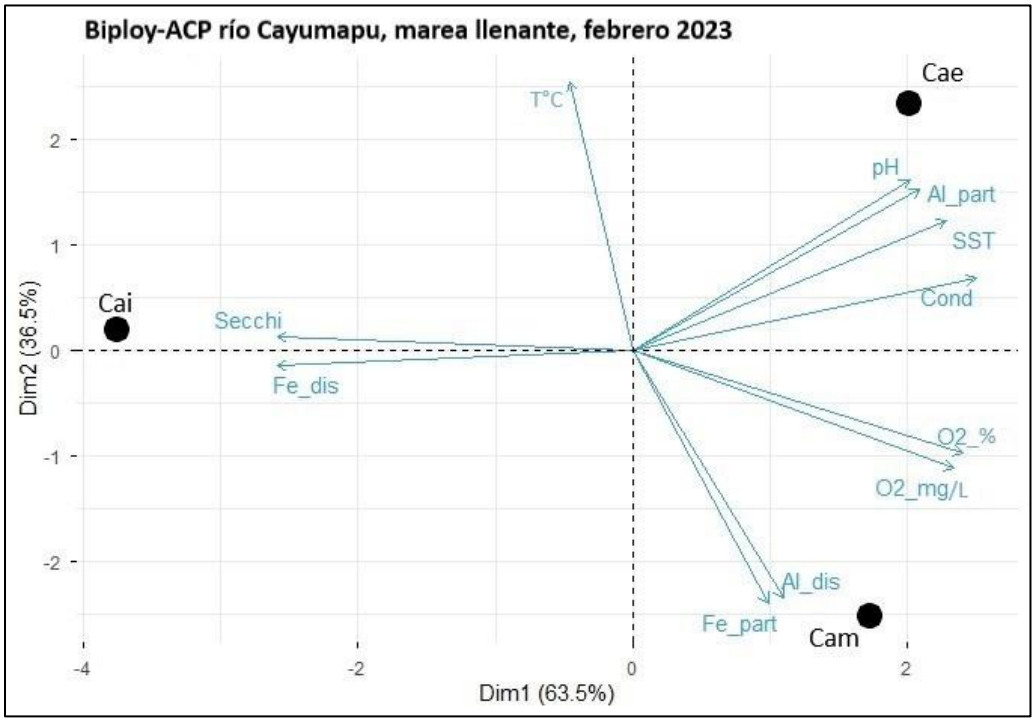
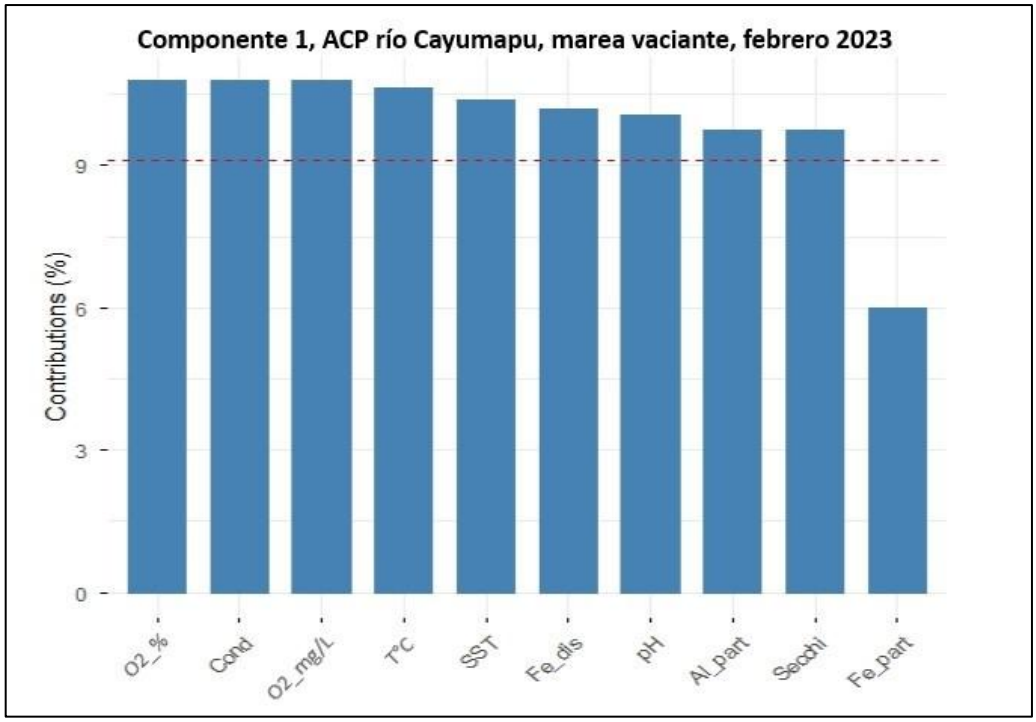


Figura 4.1.59. Representación gráfica de los resultados del Análisis de Componentes Principales, llevado a cabo con los valores de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno, transparencia (profundudad del Disco Secchi), SST y concentración de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, registrados en marea vaciante y llenante, en el sector río Cayumapu, durante febrero 2023, en las estaciones que se muestran en la Figura 4.1.50.



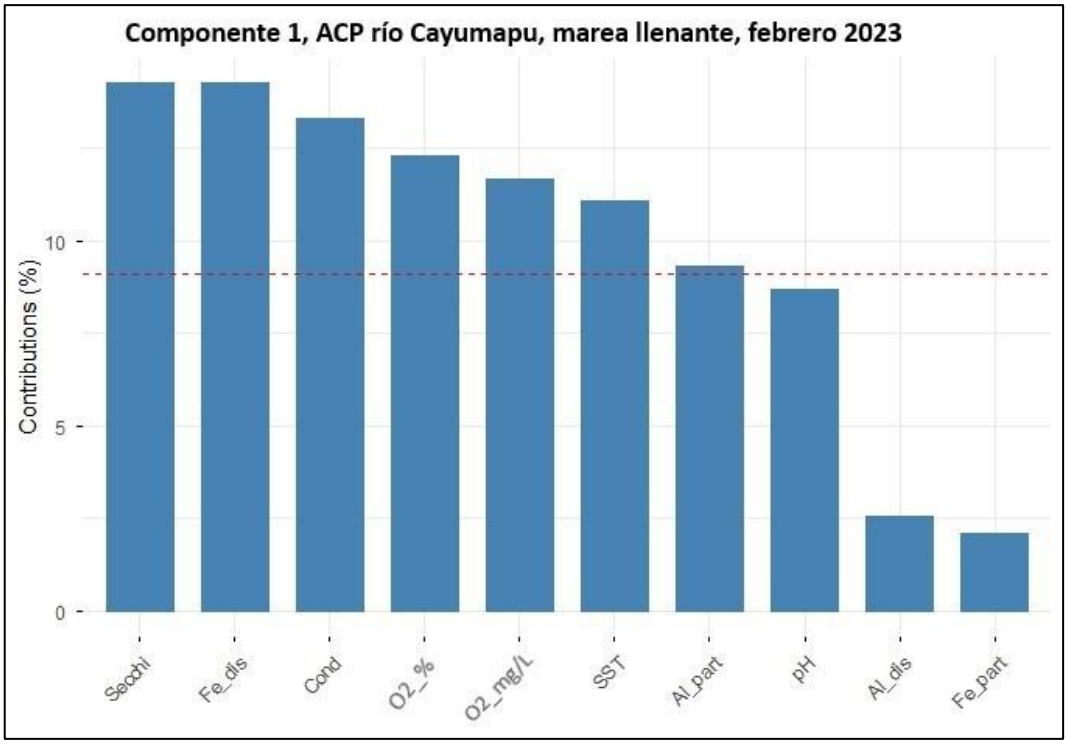
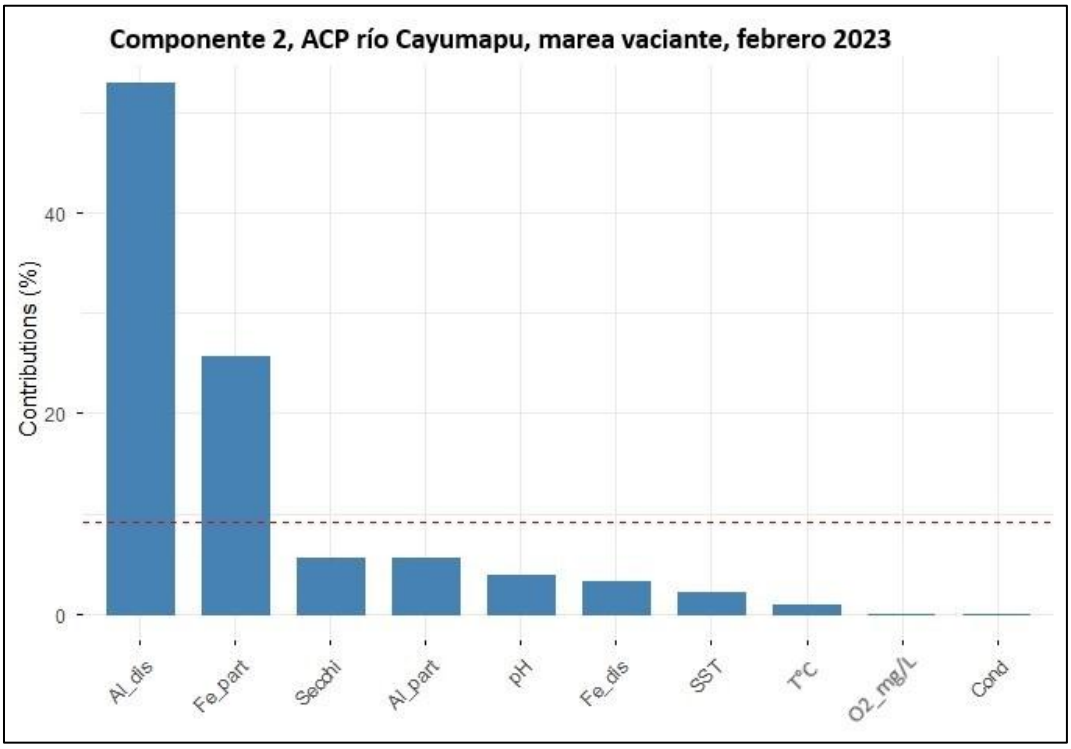


Figura 4.1.60. Distribución explicatoria porcentual de cada parámetro, en el componente 1 del ACP río Cayumapu, marea vaciante y llenante, febrero 2023.



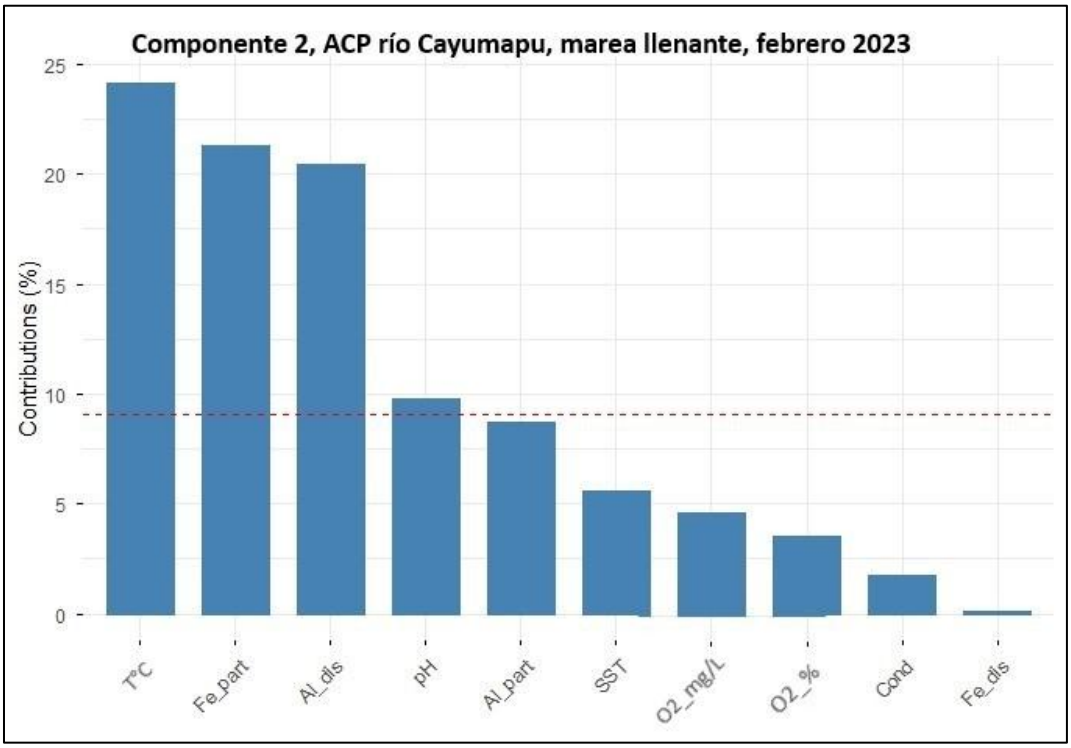


Figura 4.1.61. Distribución explicatoria porcentual de cada parámetro, en el componente 2 del ACP río Cayumapu, marea vaciante y llenante, febrero

• SEDIMENTOS SUPERFICIALES EN PLANICIES SEDIMENTARIAS INTERMAREALES

Sector superior del río Cruces, ríos Pichoy y Cayumapu / textura, materia orgánica, pH, POR (Potencial Óxido Reducción) y contenidos de Hierro y Aluminio

Textura y materia orgánica

La Figura 4.1.62, muestra que la arena (63 - 2000 micrones), fue la fracción textural más representada en los sedimentos de las planicies estudiadas (> 60 % peso seco), con excepción de la planicie Pichoy Norte, donde la arena tuvo un valor porcentual promedio cercano al 20%.

En Pichoy Norte, la fracción fango tuvo un porcentaje promedio cercano al 60%, mientras que, en el resto de las planicies, el porcentaje promedio de esta fracción fue inferior al 30% peso seco (Fig. 4.1.62). Los agregados biogénicos y el contenido de materia orgánica total, tuvieron una representación porcentual promedio cercana o inferior al 20% peso seco (Fig. 4.1.62).

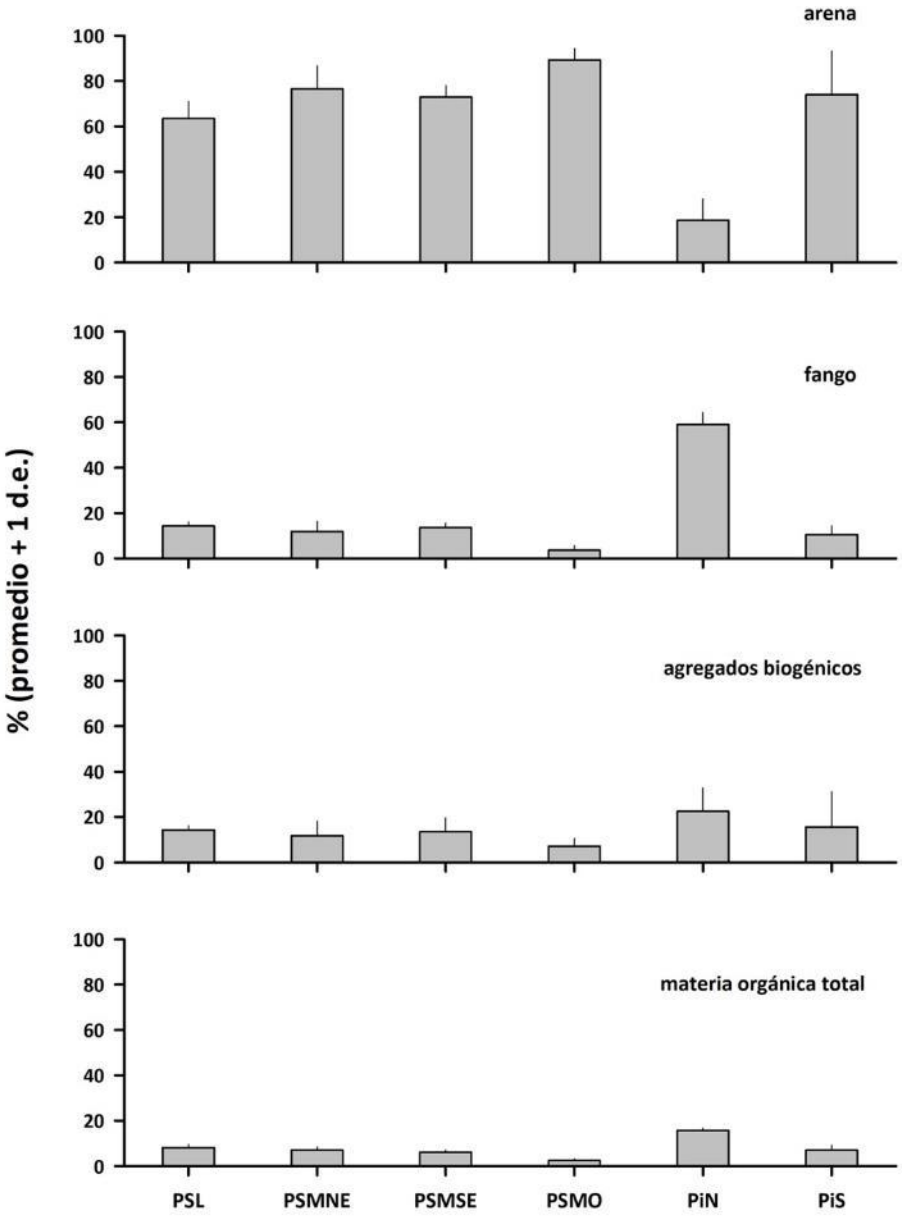


Figura 4.1.62. Promedios porcentuales de arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, en los sedimentos intermareales de las planicies sedimentarias. Para acrónimos, ver Figuras 4.1.51 y 4.1.52.

Los resultados de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tuckey, muestran que los porcentajes de arena presentes en los sedimentos de las planicies San Luis, San Martín Noreste, San Martín Sureste, San Martín Oeste y Pichoy Sur, fueron significativamente más altos ($p<0,05$), que los presentes en los sedimentos de Pichoy Norte (Tabla 4.1.39). En contraste a lo anterior, los porcentajes de fango en los sedimentos de esta última planicie, fueron significativamente más altos ($p<0,05$), que en el resto de los sitios de estudio (Tabla 4.1.39). No se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$) entre planicies, en cuanto a porcentajes de agregados biogénicos (Tabla 4.1.39), a la vez que los contenidos de materia orgánica total fueron significativamente más altos y más bajos ($p<0,05$), en los sedimentos de Pichoy norte y San Martín Oeste (Tabla 4.1.39).

Tabla 4.1.39. Resumen de resultados de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey, para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a estaciones (PSL=San Luis; PSMNE=San Martín noreste; PSMSE=San Martín sureste; PSMO=San Martín oeste; PiN = Pichoy norte y PiS = Pichoy sur). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Arena (*)(**)	Estación	5	1,777	0,355	33,429	**<0,001**	PSL=PSMNE=PSMSE=PSMO=PiS>PiN
	Error	24	0,255	0,011			
	Total	29	2,032				
Tamaño arena (*)	Estación	5	0,452	0,091	77,168	**<0,001**	PiS>PSMO=PSMSE>PSMNE=PSL=PiN
	Error	24	0,028	0,001			
	Total	29	0,481				
Fango (*)(**)	Estación	5	4,298	0,860	29,275	**<0,001**	PiN>PSL=PSMNE=PSMSE=PiS>PSMO
	Error	24	0,705	0,029			
	Total	29	5,003				
Ag. Biogénicos (*)(**)	Estación	5	0,785	0,157	1,489	0,230	
	Error	24	2,531	0,105			
	Total	29	3,317				
MOT (*)(**)	Estación	5	1,713	0,343	38,585	**<0,001**	PiN>PSL=PSMNE=PSMSE=PiS>PSMO
	Error	24	0,213	0,008			
	Total	29	1,926				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = datos transformados a Log10; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

pH y POR

La Figura 4.1.63, muestra que los valores promedio de pH variaron entre aproximadamente 5,5 y 6,5. Los valores de Potencial Óxido Reducción fueron positivos (promedios *circa* 50 mV), en los sedimentos intermareales de las planicies San Luis, San Martín Sureste, Pichoy Norte y Pichoy Sur y negativos en San Martín Noreste y San Martín Oeste (Fig. 4.1.63).

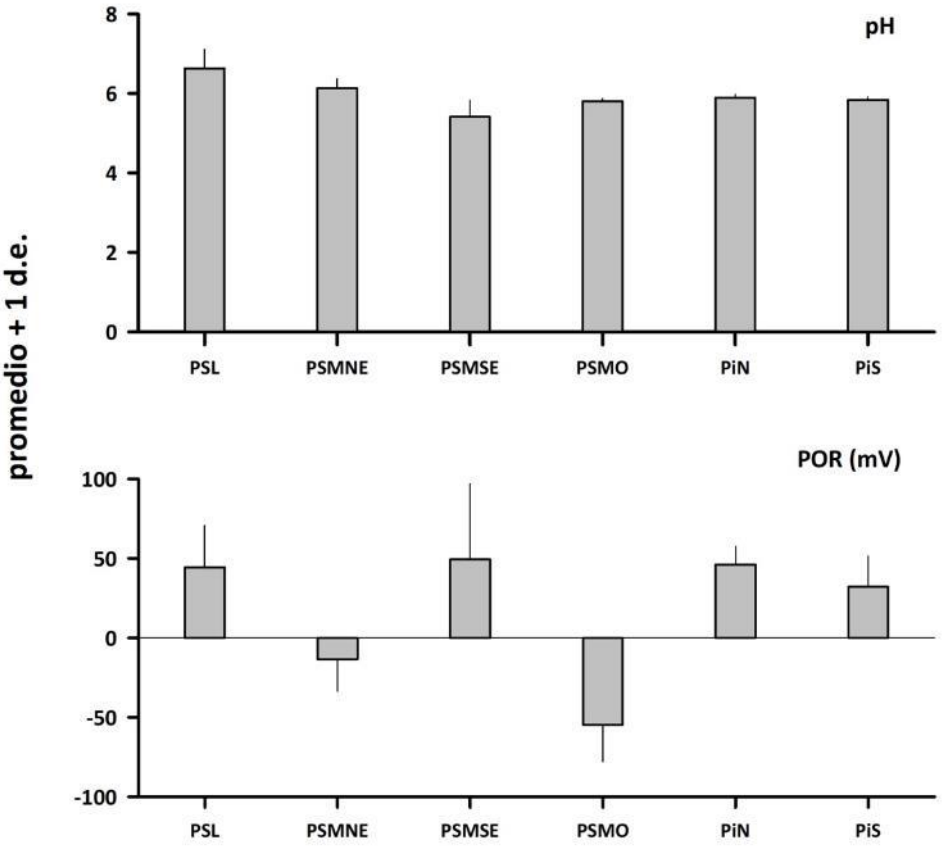


Figura 4.1.63 Promedios de pH y POR (Potencial de Óxido Reducción), en los sedimentos intermareales de las planicies sedimentarias. Para acrónimos, ver Figuras 4.1.51 y 4.1.52.

Los resultados de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tuckey, muestran que los valores de pH fueron significativamente más altos ($p<0,05$), en los sedimentos de la planicie San Luis, a la vez que los de POR no difirieron significativamente ($p>0,05$) entre San Luis, San Martín Sureste, Pichoy Norte y Pichoy Sur (Tabla 4.1.40); a su vez, esos valores fueron significativamente más altos ($p<0,05$), que los medidos en SMNE y SMO (Tabla 4.1.40).

Tabla 4.1.40. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en los valores de Ph y POR registrados en los sedimentos de planicies sedimentarias del área de estudio. La fuente de variación corresponde a estaciones (PSL= planicie San Luis; PSMNE= planicie San Martín Noreste; PSMSE= planicie San Martín Sureste; PSMO= planicie San Martín Oeste; PiN=Pichoy Norte y PiS=Pichoy Sur). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
pH (**)	Estación	5	4,122	0,824	10,436	**<0,001**	PSL>PSMSE=PSMO=PiN=PiS; PSL=PSMNE
	Error	24	1,896	0,079			
	Total	29	6,018				
POR	Estación	5	44805,019	8961,004	12,221	**<0,001**	PSL=PSMSE=PiN=PiS>PSMNE=PSMO
	Error	24	17598,008	733,250			
	Total	29	62403,0,27				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Hierro y Aluminio

La Figura 4.1.64, muestra que los contenidos de Hierro y Aluminio, fueron más bajos en los sedimentos de la planicie San Martín Oeste (PSMO).

La Tabla 4.1.41, muestra que los contenidos de Hierro fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en los sedimentos intermareales de las planicies sedimentarias de San Luis, San Martín Noreste y San Martín Sureste; por el contrario, los contenidos de este metal no difirieron significativamente ($p>0,05$), al comparar los sedimentos de las planicies San Martín Oeste, Pichoy Norte y Pichoy Sur (Tabla 4.1.41).

Los contenidos de Aluminio en los sedimentos de todas las planicies - con excepción de los de San Martín Oeste - no difirieron significativamente ($p>0,05$) entre sí, pero fueron significativamente más altos ($p<0,05$) que los medidos en la planicie antes nombrada (Tabla 4.1.41).

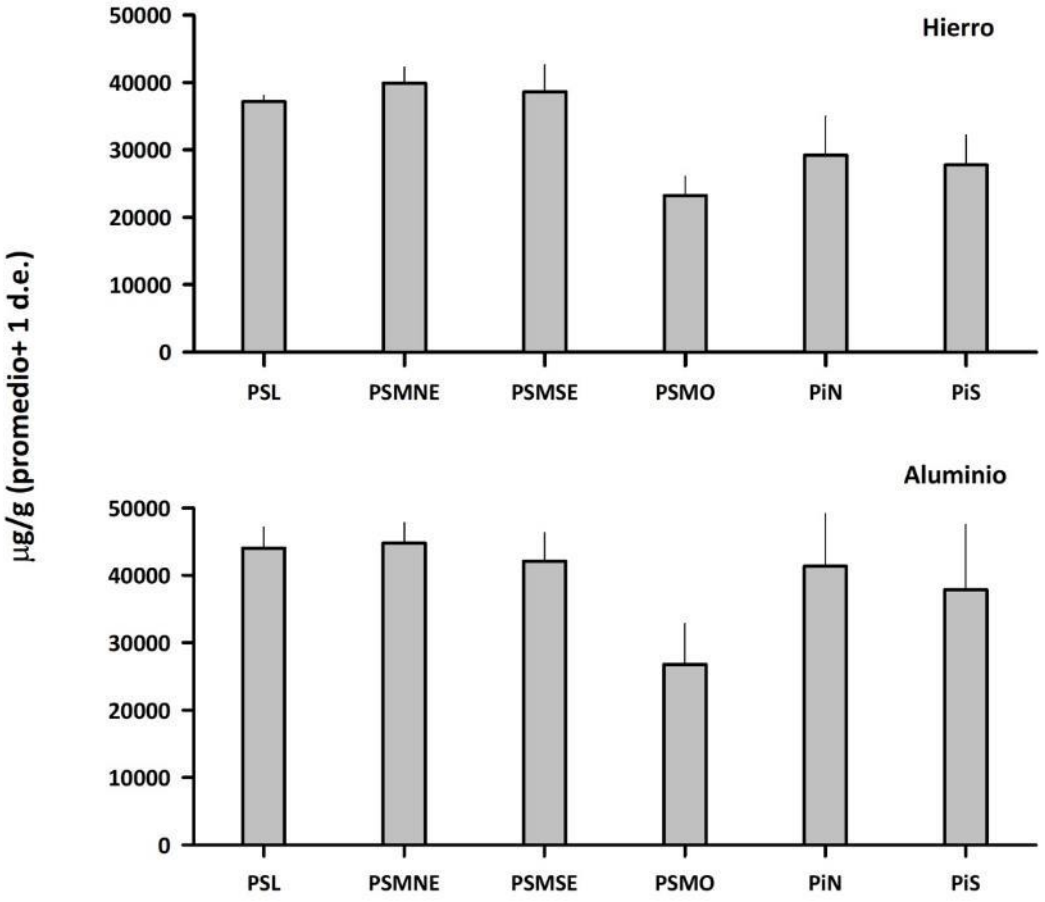


Figura 4.1.64. Promedios de Hierro y Aluminio, en los sedimentos intermareales de las planicies sedimentarias. Para acrónimos, ver Figuras 4.1.51 y 4.1. 52.

Tabla 4.1.42. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Hierro y Aluminio registradas en los sedimentos de planicies sedimentarias del área de estudio. La fuente de variación corresponde a estaciones (PSL= planicie San Luis; PSMNE = planicie San Martín Noreste; PSMSE = planicie San Martín Sureste; PSMO = planicie San Martín Oeste; PiN = Pichoy Norte y PiS = Pichoy Sur). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Hierro (*)	Estación	5	0,232	0,046	14,674	**<0,001**	PSL=PSMNE=PSMSE>PSMO=PiN=PiS
	Error	24	0,076	0,003			
	Total	29	0,307				
Aluminio (*)	Estación	5	0,190	0,038	6,344	**<0,001**	PSL=PSMNE=PSMSE=PiN=PiS>PSMO
	Error	24	0,143	0,011			
	Total	29	0,333				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Escenario hipotético - descriptivo sobre afectación de Luchecillo por cargas de sedimentos sobre su talos y hojas

Los siguientes son los lineamientos básicos, que sustentan el desarrollo de un modelo hipotético - deductivo, tendiente a explicar en el humedal, la afectación del Luchecillo debido a carga de sedimentos, sobre sus hojas y talos:

i) El Luchecillo - junto a la Totora - son los ingenieros biológicos más comunes en las riberas y fondos someros del HRC; ingenieros biológicos, en el sentido de que su presencia física, es capaz de modificar procesos naturales dentro de este ecosistema. Entre tales procesos, se encuentra el de actuar como una trampa natural, la cual atrapa las partículas suspendidas (PS) y transportadas por las corrientes mareales. A tales

partículas, se adosan diferentes tipos de elementos y compuestos químicos; entre estos, Hierro y Aluminio.

ii) Análisis realizados durante diferentes años en el HRC (2005, 2008, 2012, 2014, 2021 - 2024), muestran que la concentración de tales elementos en plantas de Luchecillo es un proxy adecuado (junto al color de las plantas), para describir el estado de salud de las plantas. En otras palabras, plantas recolectadas durante el verano 2005 (durante los cambios ambientales del año 2004 & 2005) e invierno 2020 (durante la afectación específica del Luchecillo), tenían un color café o parduzco, zonas necrosadas y concentraciones más altas de Hierro y Aluminio, que plantas de Luchecillo recolectadas en el río Calle Calle, las que tenían un color verde, las cuales no mostraban zonas necrosadas y las concentraciones de esos elementos eran más bajas.

iii) No obstante lo anterior, no fue sino hasta marzo del año 2025, cuando se realizaron estudios tendientes a evaluar cuanto de la carga de tales metales, corresponde a la carga de Hierro y Aluminio presente en el material sedimentario, depositado sobre plantas recolectadas en diferentes áreas del humedal y fuera de este, a modo de tratamiento control (río Calle Calle).

iv) Para realizar los estudios arriba mencionados, se recolectaron muestras de Luchecillo en 37 estaciones, tanto dentro como fuera del HRC (ver Figs. 4.1.65 y 4.1.66). Las muestras se separaron en plantas no lavadas y plantas lavadas. Para el lavado de las plantas, se utilizó la metodología explicada en el punto 4.1.7 de este Informe (Estimación del estado de salud del Luchecillo mediante observaciones *ex situ* y contenidos de Hierro y Aluminio). Las muestras no lavadas o plantas naturales y las plantas lavadas, se secaron a temperatura ambiente de laboratorio (*ca.* 20°C).

Posteriormente, se enviaron al LOQ (Universidad de Concepción) para análisis de contenidos de Hierro y Aluminio (ver en ANEXO 1 Informe de Resultados Nº 176 / 2025, incluido al final de este Capítulo).

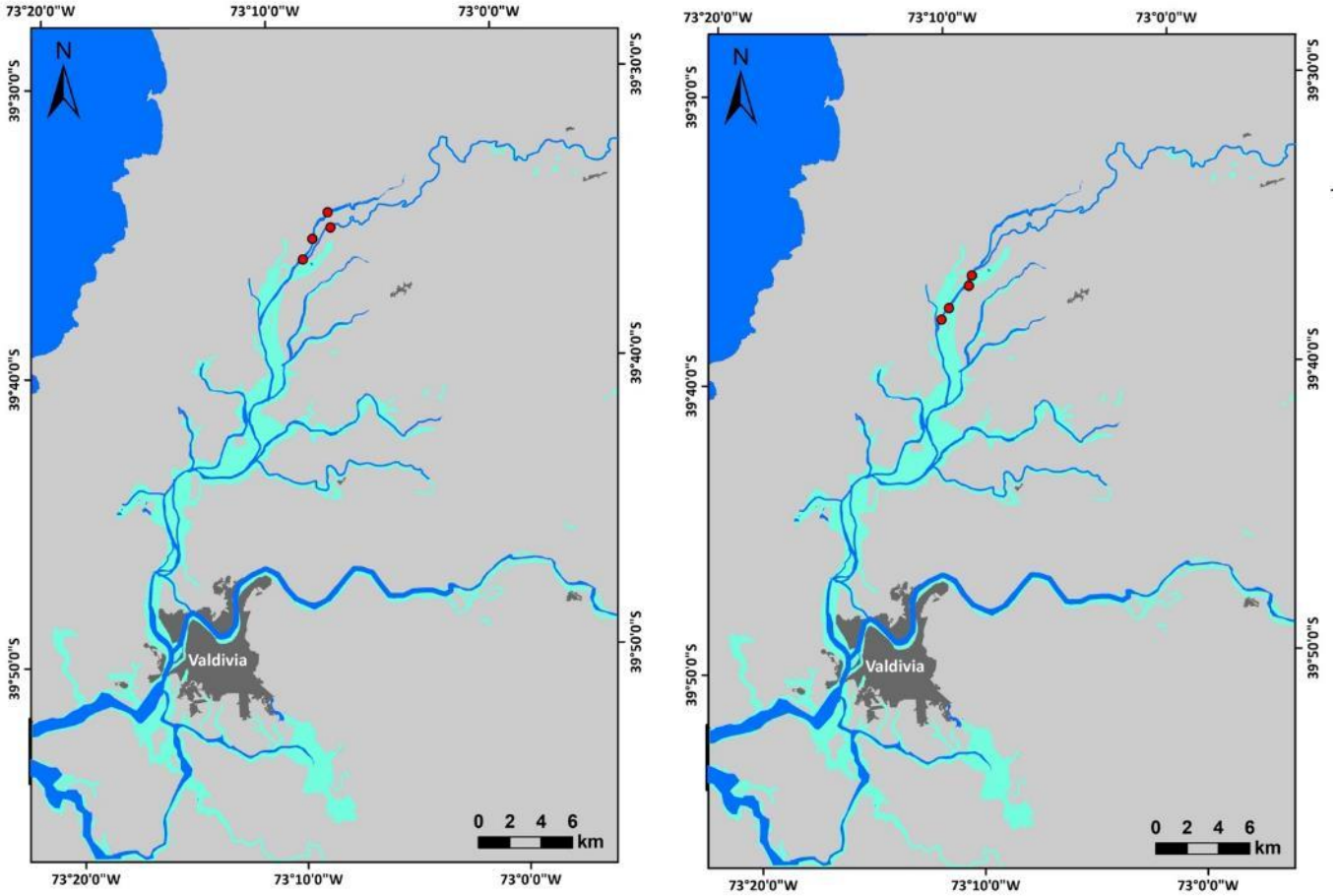


Figura 4.1.65. Ubicación de estaciones de muestreo de plantas de Luchecillo, ubicadas en la parte superior del HRC (a la izquierda) y en cuatro canales mareales, ubicados en los sectores de San Luis y San Martín (a la derecha).

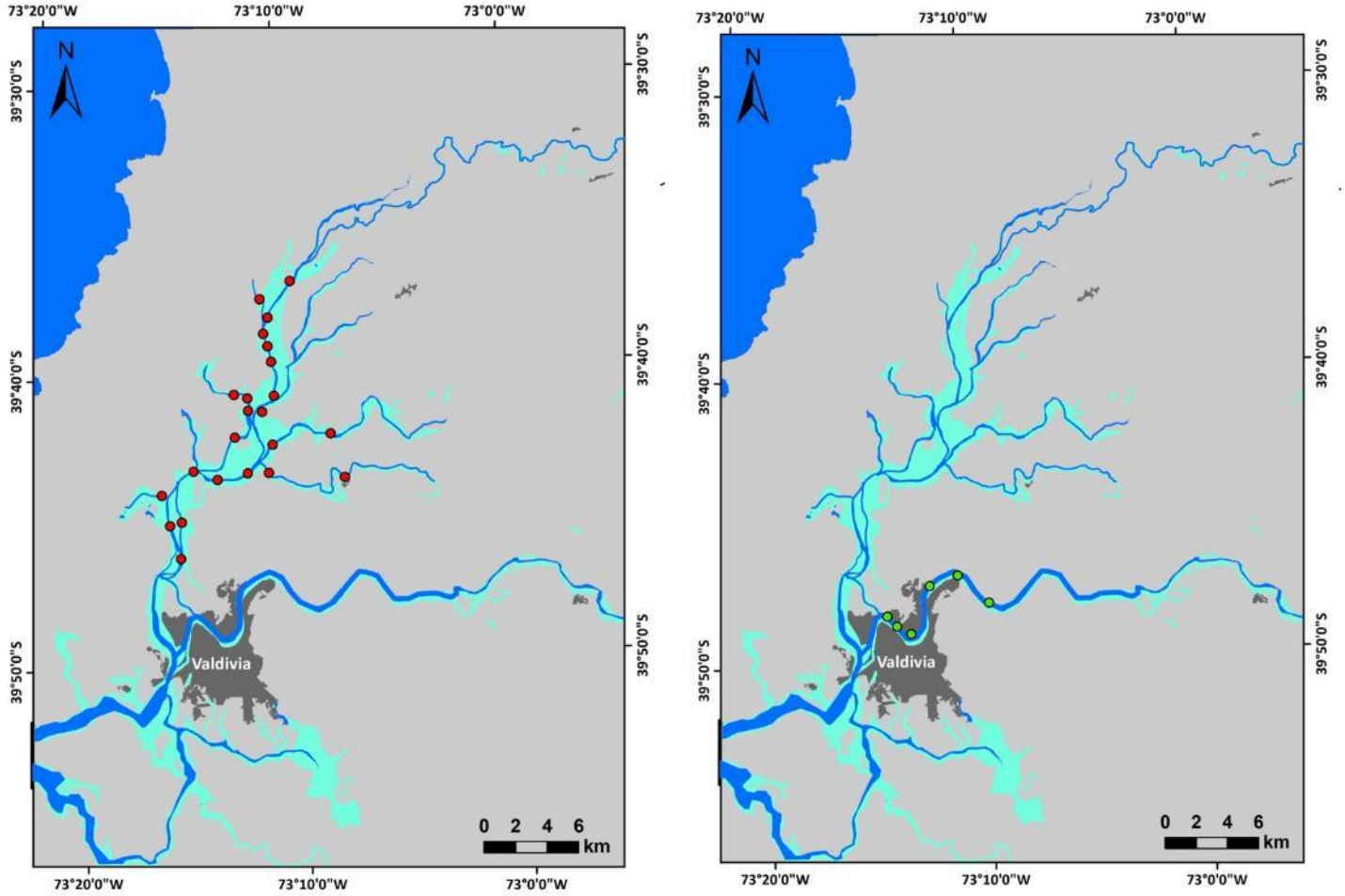


Figura 4.1.66. Ubicación de estaciones de muestreo de plantas de Luchecillo, en la zona del HRC ubicada aguas debajo de los canales mareales del sector San Luis (a la izquierda) y en las riberas del río Calle Calle (a la derecha).

v) La Figura 4.1.67, muestra las concentraciones de Hierro y Aluminio en plantas recolectadas durante marzo 2025, tanto dentro como fuera del HRC. Tanto las plantas naturales o no lavadas como las lavadas, recolectadas en el sector denominado aguas abajo del canal mareal San Luis, fueron las que tuvieron las concentraciones más altas de Hierro y Aluminio (Fig. 4.1.67). Por el contrario, las plantas recolectadas en las

riberas del Calle Calle, fueron las que tuvieron las concentraciones más bajas de esos elementos (Fig. 4.1.67).

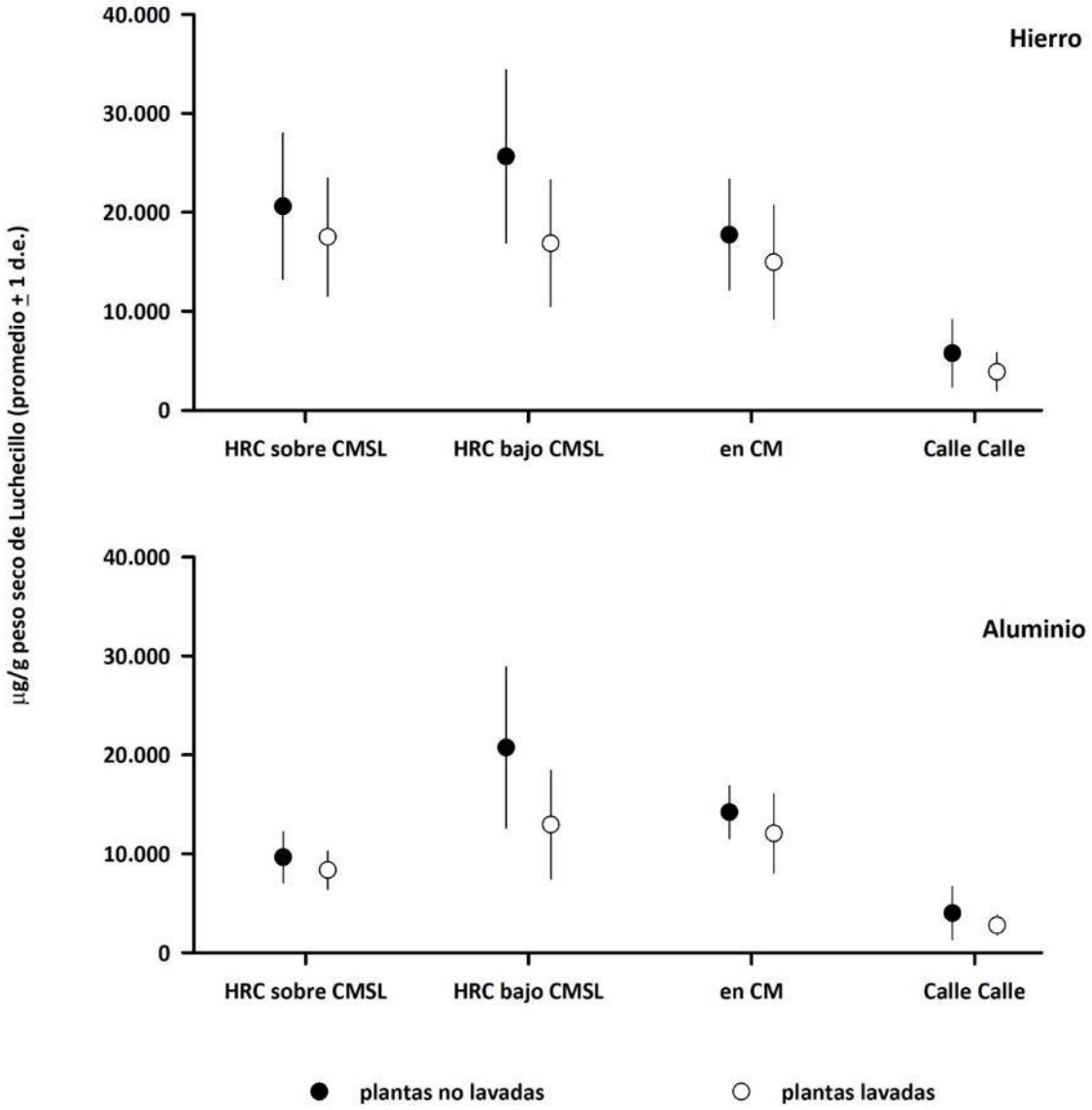


Figura 4.1.67. Concentraciones promedio de Hierro y Aluminio, en plantas de Luchecillo, recolectadas durante marzo 2025 en el HRC y en el c río Calle Calle. El número de muestras fue: 4 en el sector del HRC, ubicado aguas arriba del canal mareal San Luis (HRC sobre CMSL), 27 en la zona ubicada aguas abajo de ese canal mareal (HRC bajo CMSL) y excluyendo 4 estaciones que se ubicaron en esa zona, pero dentro de las plumas de dispersión de sedimentos de los canales mareales San Luis, planicie San Luis, San Martín Norte y San Martín S (CM) y 4 en las riberas del río Calle Calle.

vi) Los resultados arriba mencionados (Fig. 4.1.67), pueden analizarse, además, del modo siguiente: los porcentajes de diferencia de las concentraciones de Hierro y Aluminio - entre plantas naturales o no lavadas *ex situ* - fueron en general, más bajas en plantas recolectadas aguas arriba de la zona de ubicación de las plumas de dispersión de sedimentos de los sectores San Luis y San Martín y fuera del HRC, es decir en el río Calle Calle (Tabla 4.1.43).

Tabla 4.1.43. Diferencias porcentuales de Hierro y Aluminio, entre plantas naturales o no lavadas *ex situ* y plantas lavadas.

elementos	zonas de muestreo	diferencias porcentuales entre plantas naturales o no lavadas y plantas lavadas
Hierro	sobre CMSL (Fig. 4.1.65)	15,0
	aguas abajo de CMSL (Fig. 4.1.66)	34,2
	en canales mareales (Fig. 4.1.67)	24,7
	en río Calle Calle (CC)	29,3
Aluminio	sobre CMSL (Fig. 4.1.65)	13,4
	aguas abajo de CMSL (Fig. 4.1.66)	37,3
	en canales mareales (Fig. 4.1.67)	26,0
	en río Calle Calle (CC)	14,5

vii) En otras palabras, las plantas con mayor y menor concentraciones de Hierro y Aluminio, fueron aquellas ubicadas aguas abajo y aguas arriba respectivamente, del sector donde se ubican las plumas de dispersión de sedimentos más conspicuas del HRC (plumas de sectores San Luis y San Martín).

viii) Es probable que en el futuro cercano (par de años), se acentué el efecto del aporte y depositación de partículas - además de metales pesados - sobre las plantas de Luchecillo del HRC, debido a la intensificación o aparición de nuevas plumas.

ix) Lo anterior debido al incremento del efecto de forzantes ambientales de gran escala, como lo son el levantamiento continental inter sísmico (*circa.* 10 mm anuales en el área del HRC) y la disminución de la altura del espejo de agua, debido a disminución local de la lluvia.

x) La causalidad de la intensificación o aparición de nuevas plumas de dispersión de sedimentos, tendría relación con el hecho de que debido al levantamiento inter sísmico y disminución de la altura del espejo de agua, se incrementaría la superficie de las áreas sedimentarias intermareales y de fondos someros, potenciales de ser afectados por resuspensión de sedimentos por parte de las corrientes mareales. Esto resultaría en mayor carga de sedimentos disponible para asentarse, sobre las plantas de Luchecillo, durante el momento en que la marea deja de subir o bajar, manteniéndose estable.

xi) Consecuentemente, puede hipotetizarse que, en el futuro cercano, la afectación del Luchecillo debido a carga de sedimentos y metales pesados, será un fenómeno de mayor ocurrencia o relevancia, debido al levantamiento continental cosísmico del humedal y por lo tanto mayor exposición de las planicies sedimentarias intermareales, con la consecuente movilización de sedimentos vía plumas de dispersión.

RESUMEN

• Las características más notorias, del agua superficial y de la columna de agua de las plumas de dispersión de sedimentos que ocurren en diferentes áreas del HRC, son concentraciones más altas de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y transparencias más bajas, respectivamente.

• Ya que el Hierro y Aluminio, son los metales pesados más comunes en los sedimentos acuáticos del humedal, se hipotetizó que las concentraciones de las fracciones particuladas y disueltas de estos metales, son más altas dentro de las plumas de dispersión de sedimentos, que fuera de las mismas. La diversidad de resultados obtenidos en este estudio, demanda separar las conclusiones del mismo, acorde los sectores estudiados:

Sector superior del río Cruces

• Los resultados obtenidos durante febrero 2023 y febrero 2025, no permiten aceptar la hipótesis anteriormente mencionada. No obstante, esta aserción aplica solo para la fracción particulada de Hierro y Aluminio, ya que en general, se encontraron concentraciones más altas de tal fracción y esos metales, en aguas superficiales ubicadas aguas arriba de la localización de las plumas de San Luis y San Martín (estaciones Cruces superior y San Luis) y en aguas fuera de tales plumas.

• Por el contrario, y en general, se encontró que las concentraciones de la fracción disuelta de Hierro y Aluminio, fueran más altas en el agua dentro de las plumas de dispersión de sedimentos. En otras palabras, se acepta la hipótesis planteada en este estudio, pero sólo para la fracción disuelta de Hierro y Aluminio.

• Los resultados del ACP, llevado a cabo con los datos abióticos del agua superficial y columna de agua recolectados en este sector, son un apoyo para las dos conclusiones anteriores. Lo anterior, debido a que las concentraciones de Hierro y

Aluminio particulado y disuelto, fueron parámetros contribuyentes con altos porcentajes de explicación, en los componentes 1 y 2 del ACP.

• Los resultados obtenidos para el sector superior del río Cruces (concentraciones de Hierro y Aluminio particulados, más altas en aguas arriba de la ubicación de las plumas), podrían estar relacionados a i) procesos que ocurren en zonas agrícolas aledañas a las estaciones de muestreo donde se detectaron esas altas concentraciones de Hierro y Aluminio; por ejemplo, escorrentía superficial de sedimentos ricos en tales metales pesados hacia el cauce de un sector del río Cruces donde no hay plumas de resuspensión de sedimentos; ii) arrastre - durante marea llenante - de aguas provenientes de las plumas, a zonas del río ubicadas aguas arriba de las riberas donde estas se originan y retención de esas aguas en esas zonas, por períodos superiores al tiempo estimado de los períodos mareales (*ca.* 6 horas). En otras palabras y aun cuando se muestreo en marea vaciante, el agua muestreada aguas arriba de la zona de ubicación de las plumas, habría sido un agua mezclada.

Sector río Pichoy

• Los resultados obtenidos durante febrero 2023, permiten aceptar la hipótesis, ya que las concentraciones de las fracciones particuladas y disueltas de Hierro y Aluminio, fueron más altas en el agua superficial de estaciones cercanas al área desde donde se originan las plumas de dispersión de sedimentos (planicie sedimentaria de Llofe). En otras palabras, el agua superficial de las estaciones Pichoy interior y Pichoy puente (cercanas a Llofe), tuvieron durante marea vaciante y llenante, concentraciones más altas de Hierro y Aluminio, particulado y disuelto.

• Los resultados del ACP, apoyan la conclusión anterior, ya que las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado y disuelto, fueron parámetros contribuyentes con altos porcentajes de explicación, en los componentes 1 y 2 del ACP.

Sector río Cayumapu

- Los resultados obtenidos durante febrero 2023, no son concluyentes para aceptar o rechazar la hipótesis de trabajo, debido a: i) durante ambas mareas (vaciante y llenante), el Hierro y Aluminio particulado, no mostraron mayor variabilidad espacial a lo largo del área de estudio; ii) durante marea vaciante y llenante, la concentración de Hierro disuelto fue más alta en Cayumapu interior; y iii) durante marea vaciante, la concentración de Hierro disuelto fue similar a lo largo del río Cayumapu; sin embargo, durante marea llenante, esta fue mayor en la parte media del área de estudio (Cayumapu medio).

- Similar a lo mencionado para el sector Cruces superior y río Pichoy, los resultados del ACP, apoyan la conclusión anterior, ya que las concentraciones de Hierro y Aluminio particulados y disueltos, tienen un rol importante en la explicación de la variabilidad observada de los datos.

- No obstante el hecho, de que las pruebas de hipótesis de este estudio, no llegaron a conclusiones definitivas en cuanto a las cargas de Hierro y Aluminio particulado y disuelto en las plumas de dispersión, persiste la convicción de que la presencia de las mismas influye de modo significativo en la carga - y consecuente estado de salud - de las plantas de Luchecillo ubicadas aguas abajo de las planicies sedimentarias intermareales del HRC (ver punto siguiente de este Informe: Modelo hipotético - descriptivo sobre afectación de Luchecillo por cargas de sedimentos sobre su talos y hojas).

- Los resultados de los análisis estadísticos destinados a detectar eventuales diferencias estadísticas significativas entre planicies sedimentarias (en cuanto a textura del sedimento, contenidos de materia orgánica, pH, ORP y concentraciones de Hierro y Aluminio), muestran escasas diferencias. Por lo tanto, se hipotetiza que las diferencias encontradas en las características del agua de las plumas aquí estudiadas, no guardan relación con las características de las planicies arriba mencionadas.

ANEXO

INFORME DE RESULTADOS N^0 176 / 2025

LOQ / UDeC

	INFORME DE RESULTADOS Nº 176/2025			
	Formulario N° REG-PIR-28	Fecha de vigencia 02.01.13	Versión Nº 03	Página Inicio
Aplicable a:	**LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA-ETFA 021-02**			

ANTECEDENTES GENERALES	
Cliente	Celulosa Arauco y Constitución S.A.
Contacto	Dr. Eduardo Jaramillo.
Proyecto	Río Cruces.
Identificación del Instrumento Ambiental	No aplica.
Dirección	Ruta 5 Sur Km. 788, Casilla 122-B,
	San José de la Mariquina.
Ciudad	Valdivia.
Nº Cotización	052-EJ210325.
Fecha Emisión Informe	14 de mayo de 2025.
Total Nº de Páginas IR-LOQ	04 (Incluye páginas de inicio y final del informe).
N° IR LADIOX (asociado).	No aplica.
N° IR MUESTREO (asociado).	No aplica.

INFORMES INTERNOS (IR-LOQ)

Sección	Código interno	Nº Páginas	Nombre I.A. Análisis	Código Alcance
LET-SSTB	020-2025	02	No aplica	No aplica

INFORMES LABORATORIOS EXTERNOS (IR-LABEX)

Laboratorio	Nº Informe	Nº Páginas	Código ETFA	Nombre I.A. Análisis	Código Alcance
No Aplica	No Aplica	No Aplica	No Aplica	No Aplica	No Aplica

ACTIVIDADES DE MUESTREO	
Tipo de Matriz / Tipo de Muestra	**Tejido biológico / No aplica.**
Entidad(es) Muestreadora(s) / Código(s) ETFA	No aplica.
Nº Informe	No aplica.
Nombre I.A. Muestreo / Código I.A.	No Aplica.
Lugar de Muestreo	Río Cruces.
Fecha de Muestreo	09 al 12 de marzo de 2025.
SERVICIO SOLICITADO	No aplica.
Orden de Compra	No informado.

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

	INFORME DE RESULTADOS N°176/2025			
	Formulario Nº IR-LET-SSTB	Fecha de vigencia 09.11.09	Versión Nº 13	Página 1 de 2
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA-ETFA 021-02			

MATRIZ: TEJIDO BIOLÓGICO.

Nº Código Cliente: 1.3.
Nº Código Interno: 020-2025.
Nº de Muestras: 74.
Fecha Informe: 28 de abril de 2025.

Parámetros	*Metodología*	*Nº de Registros Internos*	*Fecha Inicio Análisis*	*Fecha Término Análisis*
(1) Aluminio (Al) (NA)	IT-LET-SSTB-01 Ver.8. Espectrometría de Absorción Atómica con Llama.	2503745-2503818	07.04.25	24.04.25
(1) Hierro (Fe) (NA)	IT-LET-SSTB-01 Ver.8. Espectrometría de Absorción Atómica con Llama.	2503745-2503818	07.04.25	25.04.25
OBSERVACIONES				
(1)	Análisis realizado en base seca, fracción liofilizada.			
NA	Parámetro No Acreditado			

RESULTADOS

Fecha de Muestreo: 09 al 12 marzo de 2025.
Fecha de Recepción: 21 de marzo de 2025.

Nº	*Id. Muestra*	*Al* ($\mu g\ g^{-1}$)	*Fe* ($\mu g\ g^{-1}$)
1	Cruces Superior lavado	10468,2	14820,0
2	Cruces Superior sin lavar	12116,3	17532,4
3	San José 2 lavado	6539,6	23664,4
4	San José 2 sin lavar	6832,1	28815,4
5	San José 3 lavado	9440,3	21050,1
6	San José 3 sin lavar	11516,7	24081,6
7	Fuerte San Luis lavado	6949,2	10503,5
8	Fuerte San Luis sin lavar	8092,2	11977,6
9	Canal San Luis lavado	8240,2	9089,9
10	Canal San Luis sin lavar	11749,4	15582,7
11	Canal planicie San Luis lavado	12730,8	21317,1
12	Canal planicie San Luis sin lavar	17515,4	26002,5
13	Frente planicie San Luis lavado	23002,7	24480,3
14	Frente planicie San Luis sin lavar	29201,0	31706,7
15	Canal San Martin Norte lavado	17355,2	18185,1
16	Canal San Martin Norte sin lavar	15168,2	15618,6
17	Canal San Martin Sur lavado	9905,0	11237,0
18	Canal San Martin Sur sin lavar	12373,1	13702,0
19	Frente Isla Lobos lavado	13969,8	16273,3
20	Frente Isla Lobos sin lavar	28729,1	30061,5
21	Santa María 1 lavado	11746,3	19997,0
22	Santa María 1 sin lavar	22014,3	33493,2
23	Santa María 2 lavado	19554,5	24822,5
24	Santa María 2 sin lavar	23444,7	32434,8
25	Santa María 3 lavado	11200,7	10972,3
26	Santa María 3 sin lavar	28738,1	27969,0
27	Santa María planicie lavado	18928,9	19807,9
28	Santa María planicie sin lavar	24812,0	23250,3
29	Santa María EULA lavado	12596,3	20330,1
30	Santa María EULA sin lavar	15954,0	25631,6
31	Desembocadura San Antonio lavado	12723,1	12338,2
32	Desembocadura San Antonio sin lavar	33656,0	35801,2
33	Estero Ralicura lavado	19870,6	21796,2
34	Estero Ralicura sin lavar	30540,8	34355,8

Los resultados de este informe se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayos

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

	INFORME DE RESULTADOS N°176/2025			
	Formulario N° IR-LET-SSTB	Fecha de vigencia 09.11.09	Versión Nº 13	Página 2 de 2
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA-ETFA 021-02			

N°	Id. Muestra	Al ($\mu g\ g^{-1}$)	Fe ($\mu g\ g^{-1}$)
35	San Martin 1 lavado	23217,8	26449,4
36	San Martin 1 sin lavar	35559,7	40585,8
37	Plaza de Armas lavado	12036,0	15351,9
38	Plaza de Armas sin lavar	16480,5	21214,3
39	Cabo Blanco lavado	15235,9	17579,0
40	Cabo Blanco sin lavar	22615,0	22894,3
41	La Dehesa lavado	6113,8	7820,3
42	La Dehesa sin lavar	16819,0	15697,5
43	Punucapa lavado	5116,2	7316,5
44	Punucapa sin lavar	7733,7	9548,1
45	Isla Rialejo lavado	15825,3	16363,1
46	Isla Rialejo sin lavar	19896,5	22916,2
47	Tres Boca lavado	5652,9	7233,5
48	Tres Boca sin lavar	8454,2	10129,4
49	Chorocamayo 1 lavado	11455,6	21548,2
50	Chorocamayo 1 sin lavar	12314,7	23145,1
51	Chorocamayo 2 lavado	3993,9	6089,0
52	Chorocamayo 2 sin lavar	8915,9	11315,0
53	Cayumapu Interior lavado	6970,1	16408,6
54	Cayumapu Interior sin lavar	14821,5	32201,8
55	Cayumapu Exterior lavado	11064,6	15784,3
56	Cayumapu Exterior sin lavar	12629,2	17662,3
57	Pichoy 1 lavado	13416,0	19240,8
58	Pichoy 1 sin lavar	26148,2	25440,2
59	Pichoy 3 lavado	15150,4	28427,8
60	Pichoy 3 sin lavar	21811,7	32872,0
61	San Ramón lavado	8658,7	11374,7
62	San Ramón sin lavar	13349,0	14735,4
63	Calle Calle 6 Poste Remo lavado	3784,0	7380,9
64	Calle Calle 6 Poste Remo sin lavar	9019,6	12148,9
65	Calle Calle 1 superior lavado	3572,5	4086,7
66	Calle Calle 1 superior sin lavar	3670,3	6734,1
67	Calle Calle 5 Terminal de buses lavado	1284,3	2177,5
68	Calle Calle 5 Terminal de buses sin lavar	1729,8	3875,8
69	Calle Calle 2 lavado	1801,5	2226,5
70	Calle Calle 2 sin lavar	2130,7	2656,5
71	Calle Calle 4 CAR lavado	2754,3	3600,9
72	Calle Calle 4 CAR sin lavar	2977,0	4230,1
73	Calle Calle 3 Puente Santa Elvira lavado	3407,4	3741,4
74	Calle Calle 3 Puente Santa Elvira sin lavar	4496,2	4899,4
Límite de Detección		***35,0***	***9,0***
Límite de Cuantificación		***60,0***	***40,0***
Precisión (%)		***99,24***	***99,83***
Exactitud (%)		***100,25***	***91,56***

Zailex García G.
Encargado de Sección LET

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN SECCIÓN LET LAB. OCEANOGRAFÍA QUÍMICA

Los resultados de este informe se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayos

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

	INFORME DE RESULTADOS Nº 176/2025			
	Formulario Nº REG-PIR-28	Fecha de vigencia 02.01.13	Versión Nº 02	Página Inicio
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA – CÓDIGO ETFA 021-02			

Laboratorio Oceanografía Química Original Depto. Oceanografía UdeC.

LABORATORIO LOQ UDEC OCEANOGRAFIA QUIMICA

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION LABORATORIO Oceanografía Química Depto. Oceanografía

Sra. Gabriela Franyola V.
Jefe Técnico / I.A.
Laboratorio de Oceanografía Química
Universidad de Concepción

Sra. Claudia Figueroa Sn. M.
Gerente de Calidad
Laboratorio de Oceanografía Química
Universidad de Concepción

Dr. Marco Salamanca Orrego
Gerente General
Laboratorio de Oceanografía Química
Universidad de Concepción

Los resultados de este informe se relacionan sólo con los ítems sometidos a ensayo.

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

4.2. ICTIOFAUNA DE RIBERAS

ANTECEDENTES

La ictiofauna chilena se caracteriza por estar constituida de una riqueza moderada de especies en relación a otras áreas de Sudamérica y por un alto grado de endemismo (Vila *et al.,* 1999; Dyer, 2000; Habit *et al*., 2006), mostrando los peces de aguas continentales un claro patrón de incremento en el número de especies presentes desde los extremos norte y sur hacia la zona centro sur (Vila *et al*., 1999). De acuerdo a la fauna de peces de agua dulce que habita en Chile, Dyer (2000) definió tres provincias biogeográficas: Atacameña, Chilena y Patagónica, siendo la segunda la que contiene mayor diversidad, de manera que las cuencas hidrográficas con mayor número de especies nativas son aquellas ubicadas entre los ríos Itata (Región del Bío Bío) y Bueno (Región de los Ríos), tramo en el que se ubica el área de estudio incluida en este Programa de Monitoreo Ambiental.

El humedal del río Cruces (HRC) y sus ríos tributarios, posee un número importante de especies de peces nativas e introducidas (Arismendi & Penaluna, 2009; Habit *et al.,* 2006). Estas especies requieren de hábitats como los presentes en este humedal para su desarrollo temprano, dado que allí encuentran abundante material orgánico particulado el cual es arrastrado por el río y termina por depositarse en los fondos del mismo. Los juveniles de esas especies encuentran en ese material, el alimento imprescindible para su desarrollo pues éste contiene proteínas, grasas, minerales, hidratos de carbono y otras sustancias básicas para la nutrición, crecimiento y desarrollo de los mismos. Alguno de estos peces son habitantes permanentes del HRC, mientras que otros son transitorios; debido a lo mismo, estos vertebrados acuáticos constituyen bioindicadores apropiados para evaluar el estado ambiental de este tipo de ambiente acuático, ya que interactúan con todos los elementos abióticos y bióticos del ecosistema.

Los peces han sido utilizados como indicadores de la calidad del agua en diversos países (Aguilar, 2005; Velázquez-Velázquez & Vega-Candejas, 2004) y han sido considerados como un vector de comunicación útil para sensibilizar al público y a las autoridades sobre la necesidad de preservar la calidad de ríos y lagos (Cowx & Collares Pereira, 2002). Debido a lo anterior, la caracterización de la ictiofauna de cualquier cuerpo acuático es importante, porque la misma es una buena herramienta de ayuda para la toma de decisiones en materia ambiental (Boulton, 1999) y puede ser utilizada en la confección de índices de la calidad del medio acuático (*e.g.*, Soto Galera *et al.*, 1998; Kestemont *et al.*, 2000; McDowall & Taylor, 2000; Oberdorff *et al.*, 2002), para identificar diversos niveles de degradación ambiental (Faush *et al.*, 1990; Scott & Hall, 1997; Wichert & Rapport, 1998), así como para definir el éxito de restauración de los ecosistemas acuáticos (Paller *et al.*, 2000).

La ventaja de utilizar a los peces para evaluar la calidad ambiental de un cuerpo acuático, radica en el hecho de que estos vertebrados acuáticos son organismos relativamente fáciles de identificar y manipular (Aguilar, 2005); más aún, la respuesta societaria a conceptos como integridad biótica o estado ambiental de un ecosistema, es más rápida o fluida cuando se mencionan los peces como sujetos de estudio que cuando se utilizan por ejemplo, organismos del plancton o invertebrados acuáticos (Davis, 1995).

Una forma de evaluar cómo los cambios en la calidad de agua, afectan la estructura comunitaria de la ictiofauna, es a través de estudios de índices que entregan información sobre la riqueza de especies, diversidad y abundancias poblacionales de la misma. Esto permite conocer el comportamiento de una comunidad íctica (qué especies están presentes y en qué abundancias) y la “calidad” de un hábitat; asimismo, el efecto de diversos fenómenos ambientales (*e.g.,* sequías, inundaciones) pueden explicarse a través de la evaluación de la presencia o ausencia de especies indicadoras de peces (Chediack, 2009). Por consiguiente, un monitoreo espacio - temporal de la ictiofauna es una aproximación adecuada para analizar la dinámica de los ecosistemas, ya que, por ejemplo,

el efecto de las fluctuaciones de los componentes abióticos de los mismos, resulta en disminución en las abundancias de especies sensibles a cambios en calidad de agua (Wang *et al.,* 2000; Vila-Gispert *et al.*, 2002).

Algunos productos exógenos pueden ser transportados a grandes distancias por las corrientes atmosféricas y el agua, afectando la calidad de los ambientes acuáticos impactados. Tales productos tienden a acumularse en los tejidos grasos de los animales, ya que por lo general son sustancias lipofílicas (Spacie *et al*., 1979). Esto resulta particularmente importante en los organismos bentónicos de los ecosistemas acuáticos, los que pueden absorber las partículas en suspensión de la columna del agua, bio-acumulando ese tipo de productos. Posteriormente, depredadores como peces bentófagos podrían bio-magnificar las concentraciones de estos compuestos. Tal es así, que los análisis de concentraciones de metales en especies de peces especialmente seleccionadas, compuestos orgánicos persistentes y evaluación de la eventual presencia de Dioxinas y Furanos, son relevantes, ya que permiten evaluar la eventual bio-magnificación de tales elementos y compuestos en los mismos.

Con el objetivo de analizar la variabilidad espacio temporal de la ictiofauna de las riberas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), se realizaron muestreos estacionales de la misma durante el período 2014-2024, con el objetivo de estimar su diversidad y abundancia y analizar la variabilidad en abundancias, tamaños corporales, presencia y concentración de elementos y compuestos orgánicos persistentes y estado sanitario de *Galaxias maculatus* (Puye), el pez más representativo de esa ictiofauna en el HRC.

OBJETIVOS

Estimar la variabilidad espacial e inter anual de:

- Riqueza específica y abundancia de la ictiofauna de las riberas del HRC.
- Tamaños corporales del Puye.

• Concentraciones de metales pesados (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio y Mercurio) en tejidos corporales de puyes.

• Concentraciones de compuestos orgánicos persistentes (Ácidos grasos, Ácidos resínicos, AOX, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos) en tejidos corporales de puyes.

METODOLOGÍAS

Obtención de las muestras de ictiofauna

Durante las temporadas de otoño (abril-mayo) y primavera (octubre-noviembre) del período 2014 al 2024, se realizaron muestreos en 4 localidades dentro del HRC (Fig. 4.2.1).

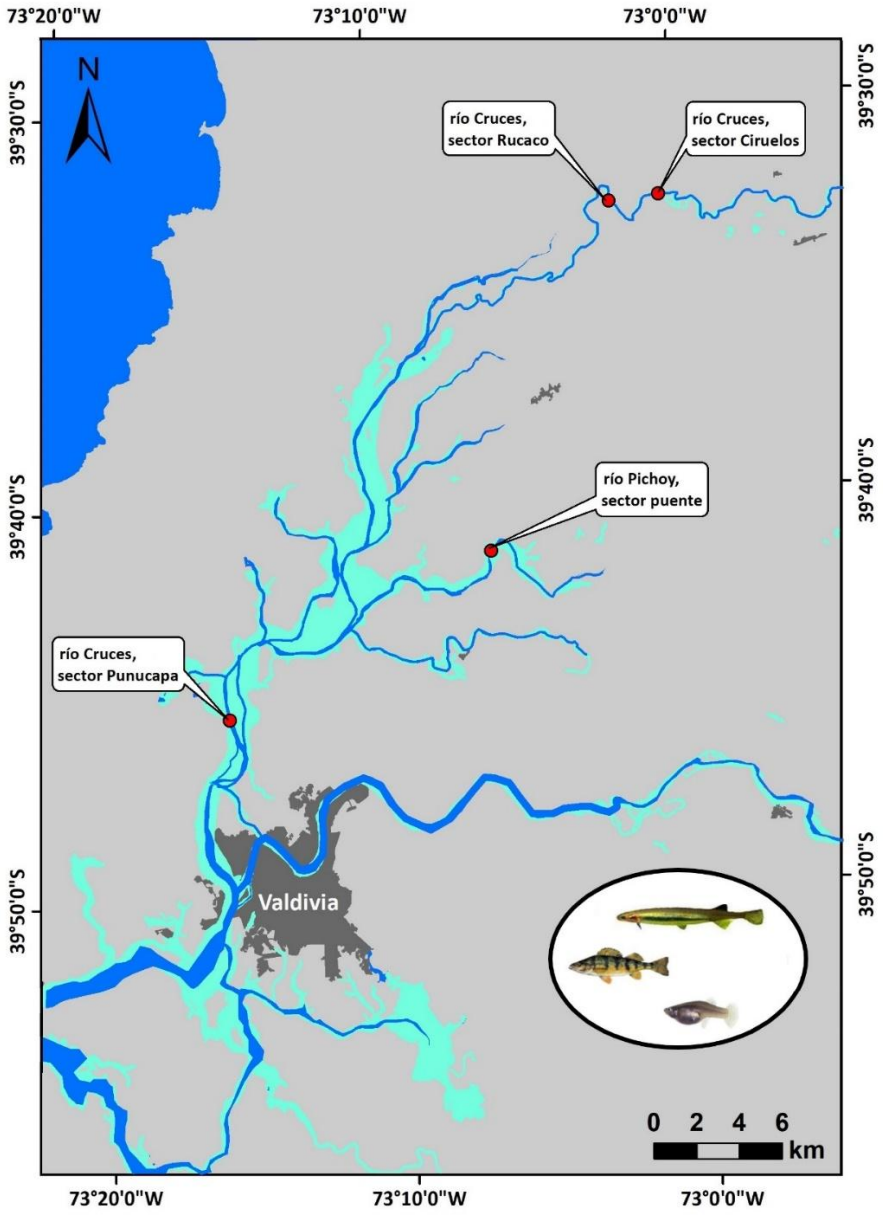


Figura 4.2.1. Ubicación de las estaciones de muestreo seleccionadas para los estudios de la ictiofauna ribereña del área de estudio.

Tres de estas localidades se localizaron en el eje central del río Cruces, con Ciruelos situada a 1.5 km aguas arriba, y Rucaco y Punucapa, a 0,9 km y 57.5 km respectivamente, aguas abajo de la Planta Valdivia de Arauco. Además, se incluyó en el muestreo una cuarta localidad (Pichoy) perteneciente a un tributario del río Cruces (Fig. 4.2.1). Estos muestreos corresponden a los Programas de Diagnóstico (2014), Monitoreo Ambiental del HRC

(2015-2019) y el Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del HRC (2020-2024). Para la recolección de los peces, se realizaron transectos de muestreo de 10 m de largo en cuatro secciones de las riberas seleccionadas aleatoriamente; el tiempo de trabajo en cada sección fue de 10 minutos aproximadamente y a una profundidad inferior a un metro. Las capturas se realizaron con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500. Inmediatamente posterior a la captura, los peces recolectados fueron depositados en baldes con agua para ser medidos, identificados y liberados en el mismo lugar de captura. Durante la primavera del año 2018 y 2023 no se pudo utilizar el equipo de pesca eléctrica en la estación Punucapa, debido a que los valores de conductividad del agua en las mismas fueron muy altos para su uso. A su vez, en la misma estación no se realizaron los muestreos correspondientes a las campañas de otoño 2019 y 2020 debido a problemas logísticos, producto de la pandemia.

Considerando algunas excepciones, se ha mantenido un régimen de muestreo sistemático en otoño y primavera en todas las localidades durante los últimos 11 años (2014–2024). Ahora bien, por razones logísticas ajenas al diseño del programa de monitoreo, el muestreo correspondiente al otoño 2024 se realizó de forma excepcional durante agosto, es decir, dentro del invierno meteorológico. A pesar del desfase estacional, se ha decidido mantener esta campaña dentro de la serie correspondiente a otoño por las siguientes razones. Primero, el muestreo de agosto 2024 se realizó siguiendo los mismos protocolos de terreno, esfuerzo de muestreo, y tipo de datos recolectados que en las campañas de otoño previas. Desde un punto de vista metodológico, su inclusión permite mantener la estructura del análisis temporal sin introducir una campaña única que no se volverá a repetir en invierno. Segundo, dado que el programa de monitoreo continuará en otoño en años futuros, el muestreo de agosto 2024 representa una excepción puntual. Considerarlo como una categoría independiente o excluirlo como un valor atípico (outlier) para un único evento no solo carece de justificación metodológica, sino que comprometería la comparabilidad y la consistencia en el análisis de tendencias estacionales e interanuales

a largo plazo, especialmente considerando que no se espera repetir esta situación en años siguientes.

Análisis taxonómicos

La identificación taxonómica de los peces capturados se realizó en base a su morfología externa, considerando los estudios de Arratia (1981, 1987), Campos (1982, 1984), Campos & Gavilán (1996), Campos *et al*., (1993), Dyer (1997), Pequeño (1981), Ruiz & Marchant (2004).

Estimaciones de tamaños corporales de *Galaxias maculatus* (Puye)

Se analizaron especímenes de la especie numéricamente dominante *Galaxias maculatus*, donde se les midió la longitud total (distancia entre el extremo del hocico y el extremo distal de la aleta caudal) (Fig. 4.2.2).

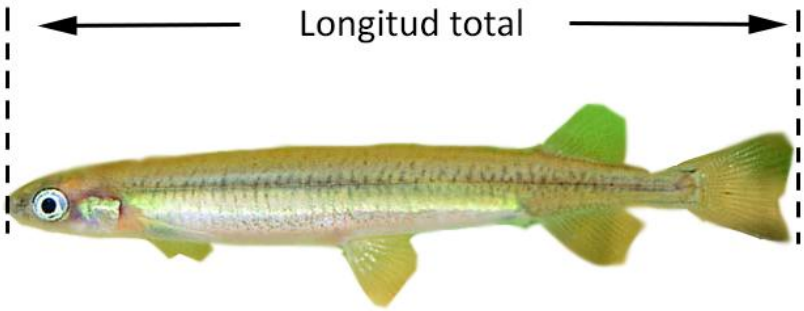


Figura 4.2.2. Mediciones de longitud total realizadas en los especímenes de peces recolectados en este estudio. Estas se indican sobre el esquema del Puye (*Galaxias maculatus*).

Análisis de metales pesados y compuestos orgánicos en *Galaxias maculatus* (Puye)

Debido a la necesidad de contar con una biomasa adecuada para realizar los análisis químicos, se trabajó con ejemplares completos de Puye (200 g por sector) de 3 estaciones seleccionadas por convenio Arauco-UACh, Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Estos fueron lavados con abundante agua des-ionizada, luego sonicados a fin de eliminar los restos de sedimento que pudieran haber quedado adheridos a los Puyes. Los especímenes así tratados se secaron por liofilización y pulverizaron. Las muestras preparadas para análisis de metales pesados (*i.e.,* Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc, Cadmio y Mercurio) se atacaron mediante digestión ácida en microondas y posteriormente se analizaron por Espectroscopia de Absorción Atómica de Llama. Debido a su baja concentración en esta matriz, el Plomo se analizó por ICP-MS y/o Espectroscopia de Absorción Atómica con horno de grafito.

Las muestras para análisis de AOX se analizaron mediante titulación micro-coulombimétrica (Norma Europea EN ISO 9562 y EN 1485, respectivamente), luego de la adsorción de los compuestos halogenados en carbón activado y extracción con un solvente, respectivamente.

Las muestras para análisis de Dioxinas y Furanos recolectadas durante los años 2014 y 2015, fueron analizadas en los laboratorios Marschwood Scientific Service (Inglaterra) y LOQ (Universidad de Concepción), mediante Cromatografía Gaseosa de Alta Resolución-Espectrometría de Masa de Alta Resolución (HRGC-HRMS), de acuerdo al método EPA 1613. Las muestras de los años 2016 a 2024 fueron analizadas en el Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ) siguiendo el mismo método EPA 1613.

Se realizaron dos tipos de análisis comparativos en relación a la concentración de elementos y compuestos químicos persistentes en Puyes: i) comparación de datos recolectados durante las campañas otoñales del período 2014-2024 en Ciruelos y Rucaco;

y ii) comparación de datos recolectados durante las campañas otoñales de los años 2014 y 2017 y el periodo 2020 al 2024 en Punucapa (eje central del río Cruces).

Análisis estadísticos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el entorno R versión 4.3.2 (2023). Los análisis comunitarios se estructuraron en dos grandes bloques: diversidad alfa y diversidad beta. El análisis de diversidad alfa se dividió en dos partes: (i) evaluación de los patrones espaciales y estacionales mediante perfiles de diversidad y (ii) análisis de la variación temporal de la diversidad alfa para cada localidad a lo largo del período de estudio. En relación a la diversidad beta, esta se analizó en tres niveles jerárquicos: (i) caracterización de la composición de especies entre localidades y estaciones, (ii) análisis de la variación espacial dentro de cada estación y (iii) evaluación de los cambios temporales en la composición de especies entre muestreos consecutivos. Este enfoque permitió caracterizar tanto la estructura espacial como la dinámica temporal de las comunidades de peces en el sistema monitoreado.

Diversidad alfa I: Patrones espaciales y estacionales

Con el objetivo de evaluar diferencias en la diversidad alfa entre estaciones (otoño y primavera) y entre localidades, se utilizaron perfiles de diversidad basados en números de Hill (*i.e*., q), según el marco conceptual propuesto por Chao *et al*. (2020). Este enfoque permite comparar tres dimensiones complementarias de la diversidad: la riqueza de especies (q = 0), que considera todas las especies por igual sin tener en cuenta sus frecuencias y, por lo tanto, es más sensible a especies raras; la diversidad de Shannon (q = 1) que tiene en cuenta la abundancia relativa de cada especie y, por tanto, representa el número efectivo de especies frecuentes; y la diversidad de Simpson (q = 2), que enfatiza las especies dominantes. Debido a restricciones logísticas ocurridas durante el período de monitoreo (incluyendo la imposibilidad de muestrear en ciertos períodos por la pandemia de COVID-19 en 2020 y a la alta conductividad del agua en 2018 y 2022 en algunas de las localidades) se generó un muestreo algo desbalanceado. Para mitigar este efecto, el

análisis de diversidad alfa se realizó agrupando los datos de abundancia por estación (otoño y primavera) dentro de cada localidad. Se aplicó el procedimiento de interpolación y extrapolación de Colwell *et al*. (2012) y Chao & Jost (2012), implementado en el paquete iNEXT-4-steps (Chao & Hu, 2022) para calcular los números Hill de órdenes q = 0, 1 y 2 y sus correspondientes intervalos de confianza al 95% (obtenidos mediante bootstrap con 50 ejecuciones). Esto permitió comparar la diversidad alfa tanto entre estaciones dentro de cada localidad, como entre localidades dentro de cada estación (Chao *et al.,* 2020). Previo a dichas comparaciones, se evaluó la completitud de muestreo para cada una de las tres medidas de diversidad (Chao *et al*., 2020).

Diversidad alfa II: Patrones temporales en las localidades

Para el análisis de series de tiempo, se calcularon los números Hill de orden q = 0, 1 y 2 para cada año y localidad. Posteriormente, se utilizaron modelos aditivos generales (GAMs) para evaluar, en cada localidad, la presencia de diferencias estacionales y tendencias no lineales en el tiempo. Los modelos fueron ajustados utilizando el paquete mgcv (Wood 2011), incluyendo el año como término suavizado y la estación como efecto categórico.

Diversidad beta I: Composición de especies entre localidades y estaciones

La composición de especies entre las cuatro localidades y dos estaciones fue analizada mediante la partición de la diversidad beta en sus dos componentes: recambio (*i.e*., β_{SIM}, que representa la sustitución de especies) y anidamiento (*i.e*., β_{SNE}, asociado a la pérdida de especies) utilizando el índice de disimilitud de Sørensen (*i.e*., β_{SOR}, Baselga, 2010). Para este análisis, se utilizó una matriz de presencia/ausencia construida a partir de registros agrupados de los 11 años de monitoreo. En esta matriz, una especie fue considerada como presente en una localidad y estación determinada si fue detectada al menos una vez durante el período completo, independientemente del año en que ocurrió. Esta estrategia permitió caracterizar la composición de especies a nivel general para cada combinación de localidad y estación, sin considerar la frecuencia ni persistencia temporal de las especies. Para evaluar si la estructura comunitaria difiere entre estaciones

(otoño *vs.* primavera), se realizó un análisis de varianza permutacional multivariada (PERMANOVA) sobre una matriz de disimilitud de Jaccard binaria, construida a partir de los datos de presencia/ausencia de especies en las ocho combinaciones de localidad y estación. La significancia del efecto estacional fue evaluada mediante 999 permutaciones.

Diversidad beta II: Variación espacial dentro de cada estación

Con el objetivo de evaluar si las comunidades locales son más similares entre sí en una estación respecto de la otra, se estimó la diversidad beta entre localidades por separado para otoño y primavera. Para ello, se utilizó el índice de disimilitud de Sørensen (β_{SOR}) y su partición en recambio (β_{SIM}) y anidamiento (β_{SNE}) sobre matrices de presencia/ausencia correspondientes a cada estación. Al igual que en el análisis global, estas matrices fueron construidas a partir de los registros agrupados de 11 años de monitoreo, considerando como presente a una especie si fue detectada al menos una vez en una localidad durante ese periodo, independientemente del año en que ocurrió. Este enfoque permitió capturar la composición general de especies para cada localidad en cada estación, sin ponderar por frecuencia ni persistencia interanual. Para evaluar si las localidades presentan una mayor similitud en su composición de especies durante una estación en particular, se compararon los componentes de diversidad beta (β_{SOR}, β_{SIM} y β_{SNE}) entre estaciones a partir de combinaciones únicas de tres localidades (de un total de cuatro por estación). Este procedimiento evitó la pseudo-replicación asociada al remuestreo con reemplazo y permitió estimar la variabilidad natural de cada componente dentro de cada estación. Los valores obtenidos se compararon entre estaciones mediante un contraste empírico no paramétrico, que consistió en calcular la proporción de veces en que el valor de cada componente fue mayor en primavera que en otoño. Este enfoque proporciona una estimación directa de la probabilidad de que una estación presente mayor diversidad beta que la otra, sin asumir distribuciones teóricas ni varianzas homogéneas.

Diversidad beta III: Cambios temporales en las comunidades

Para evaluar los patrones de recambio en la composición de especies entre muestreos sucesivos, realizamos un análisis de diversidad beta temporal dentro de cada localidad. La disimilitud entre comunidades fue calculada utilizando el índice de Jaccard en su versión binaria, que considera únicamente la presencia o ausencia de especies. A partir de estas matrices, se extrajeron las disimilitudes entre muestreos consecutivos en el tiempo, es decir, las transiciones entre primavera y otoño del año siguiente, construyendo así una serie temporal del cambio comunitario. Para identificar cambios inusuales en la composición, se calcularon los valores atípicos (outliers) dentro de la serie de disimilitudes mediante el criterio estadístico del rango intercuartílico (IQR). Este método define como outliers aquellos valores que se encuentran por debajo del percentil 25 menos 1.5 veces el IQR o por encima del percentil 75 más 1.5 veces el IQR. Asimismo, se evaluó la posible existencia de una tendencia temporal en la magnitud del recambio mediante un análisis de correlación de Pearson entre el orden temporal de las transiciones y los valores de disimilitud observados. Adicionalmente, se aplicó un análisis PERMANOVA para evaluar diferencias estacionales en la composición comunitaria, y una ordenación no métrica por escalamiento multidimensional (NMDS) para visualizar la agrupación de los muestreos estacionales. Para facilitar su interpretación, se graficaron elipses de agrupamiento por estación con un nivel de confianza del 95 %. Finalmente, se compararon las disimilitudes promedio entre muestreos consecutivos mediante diagramas de caja, con el objetivo de explorar diferencias en la magnitud y variabilidad del recambio temporal entre localidades. Todos los análisis se realizaron utilizando los paquetes vegan (Oksanen *et al.*, 2024) y ggplot2 (Wickham 2016) para la visualización de los resultados.

Efectos estacionales y geográficos sobre la longitud de Galaxias maculatus

El Puye es la especie de pez más abundante en el HRC. Se evaluaron los cambios en la longitud de esta especie como consecuencia de la estación y la localidad utilizando un modelo lineal mixto utilizando máxima verosimilitud restringida, considerando que los individuos de una misma localidad y año no eran estadísticamente independientes. De esta forma, el agrupamiento de año, localidad y estación fue considerados como un factor

aleatorio, mientras que estación, localidad y su interacción fueron considerados factores fijos. Los valores de probabilidad para los efectos fijos se obtuvieron utilizando el paquete lmerTest (Kuznetsova *et al*., 2017) con sumas de cuadrados de tipo III basadas en la aproximación de Satterthwaite para los grados de libertad del denominador. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete lme4 (Bates *et al.*, 2015).

Asimismo, se utilizaron modelos aditivos generales (GAMs) para evaluar, en cada localidad, la presencia de diferencias estacionales y tendencias no lineales en el tiempo en la longitud promedio del puye. Los modelos fueron ajustados utilizando el paquete mgcv (Wood 2011), incluyendo el año como término suavizado y la estación como efecto categórico.

RESULTADOS

4.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES

Abundancia y estructura comunitaria de la ictiofauna de las riberas

En la Figura 4.2.3 se presenta un mapa de calor que muestra la abundancia total registrada para cada localidad y estación para los 11 años de muestreos (2014 – 2024). A partir de esta visualización, es posible destacar tres observaciones generales.

Abundancia por Localidad y Estación

	Punucapa otoño	Punucapa primavera	Pichoy otoño	Pichoy primavera	Rucaco otoño	Rucaco primavera	Ciruelos otoño	Ciruelos primavera
Galaxias maculatus	450	292	211	326	1053	506	1684	798
Gambusia affinis	83	22	577	270	8	7	25	1
Geotria australis	0	0	1	1	19	11	42	8
Trichomycterus areolatus	0	1	0	0	63	44	50	116
Percilia gillissi	0	9	1	8	191	52	139	132
Cheirodon australe	133	98	267	184	17	19	30	51
Oncorhynchus mykiss	0	1	1	0	36	114	21	46
Salmo trutta	0	2	0	0	27	0	0	4
Basilichthys australis	0	0	0	1	10	14	13	0
Tinca tinca	8	0	8	1	92	135	0	0
Percichthys trucha	1	2	0	0	0	0	107	184

Figura 4.2.3. Mapa de calor con la abundancia total de las especies registradas durante los 11 años de muestreo en HRC. Para cada combinación de localidad y estación las celdas en rojo y naranja muestran a las especies más abundantes mientras que aquellas más verde oliva denotan a las especies con abundancias más bajas.

Primero, la especie *Galaxias maculatus* (*i.e.*, Puye) es la más abundante en casi todas las localidades y estaciones. Asimismo, se observa una disminución en su abundancia a medida que nos alejamos de las localidades cercanas a la planta de celulosa (Ciruelos y Rucaco). Segundo, las localidades de Ciruelos y Rucaco concentran la mayor riqueza y abundancia de especies durante el período estudiado. Tercero, en términos de

composición de especies, es decir considerando su identidad, se observa que, independientemente de la estación (otoño o primavera), las localidades de Ciruelos y Rucaco tienen una composición más similar entre sí que respecto a las localidades ubicadas río abajo. Es importante destacar que estas observaciones corresponden a una interpretación descriptiva preliminar. Los análisis formales que evalúan rigurosamente estas tendencias se presentan en las secciones siguientes.

Asimismo, es posible observar que, a lo largo de los 11 años de muestreo, en todas las localidades muy pocas especies nativas tienen abundancias grandes (> 25 individuos) y esas especies con mayores abundancias son siempre las mismas (*Galaxias maculatus, Percilia gillisi y Cheirodon australe*) (Fig. 4.2.4).

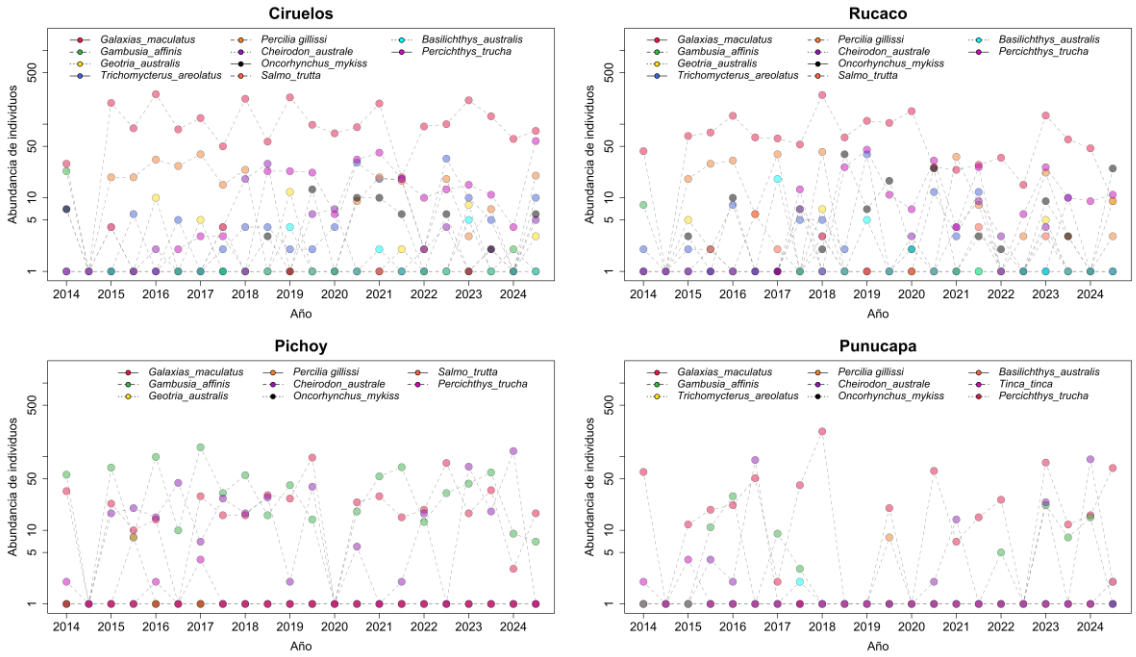


Figura 4.2.4. Abundancia total de individuos registradas durante los 11 años de muestreo en las cuatro localidades estudiadas. Notar que, para cada localidad, el eje de abundancia está en escala logarítmica, lo que permite apreciar directamente la abundancia relativa entre diferentes especies.

La diversidad alfa es ligeramente superior en primavera

Durante el período de muestreo se detectaron once especies de peces, siete de las cuales son autóctonas y las cuatro restantes exóticas (*i.e., Gambusia affinis, Oncorhynchus mykiss, Salmo trutta y Tinca* tinca). Los perfiles de exhaustividad de la muestra para q = 1 y 2 fueron del 100% para las cuatro localidades y estaciones. Esto significa que las especies detectadas cubren la totalidad de los individuos del ensamble (q = 1) y la totalidad de los individuos si la atención se centra únicamente en especies muy abundantes (q = 2). La completitud de la muestra para la riqueza de especies (q = 0) fue del 100% para Ciruelos y Rucaco en ambas estaciones, lo que significa que, para esas localidades, los datos cubren todas las especies del ensamble (Tabla 1, ANEXO). Para Pichoy, el perfil de completitud de la muestra para q = 0 fue del 70% en otoño y primavera, lo que indica que el 30% de las especies en ambas estaciones (N = 3 especies) no fueron detectadas. En Punucapa, el perfil de completitud fue del 100% en otoño y del 89% en primavera, lo que sugiere que, en dicha localidad, el 11% de las especies (N = 1) no se detectaron en esa estación (Tabla 1, ANEXO).

Las curvas de rarefacción y extrapolación para q = 1 y 2 se estabilizaron para ambas estaciones (Fig. 4.2.5), indicando que las estimaciones asintóticas son confiables. Para Ciruelos, Rucaco y Pichoy, la diversidad de Shannon (q = 1) y Simpson (q = 2) fueron ligeramente mayores durante la primavera, como sugiere el no solapamiento del IC 95% (Fig. 4.2.5). Considerando las estimaciones asintóticas, existe una ligera diferencia entre estaciones en cuanto a especies abundantes (q = 1) y muy abundantes (q = 2), que para Ciruelos y Rucaco es aproximadamente de una sola especie, mientras que la magnitud de esta diferencia es más estrecha en Pichoy (Tabla 1, ANEXO) (Fig. 4.2.5). En Punucapa, no se evidenciaron diferencias significativas entre estaciones ni para la diversidad de Shannon (q = 1) ni para la diversidad de Simpson (q = 2) (Fig. 4.2.5).

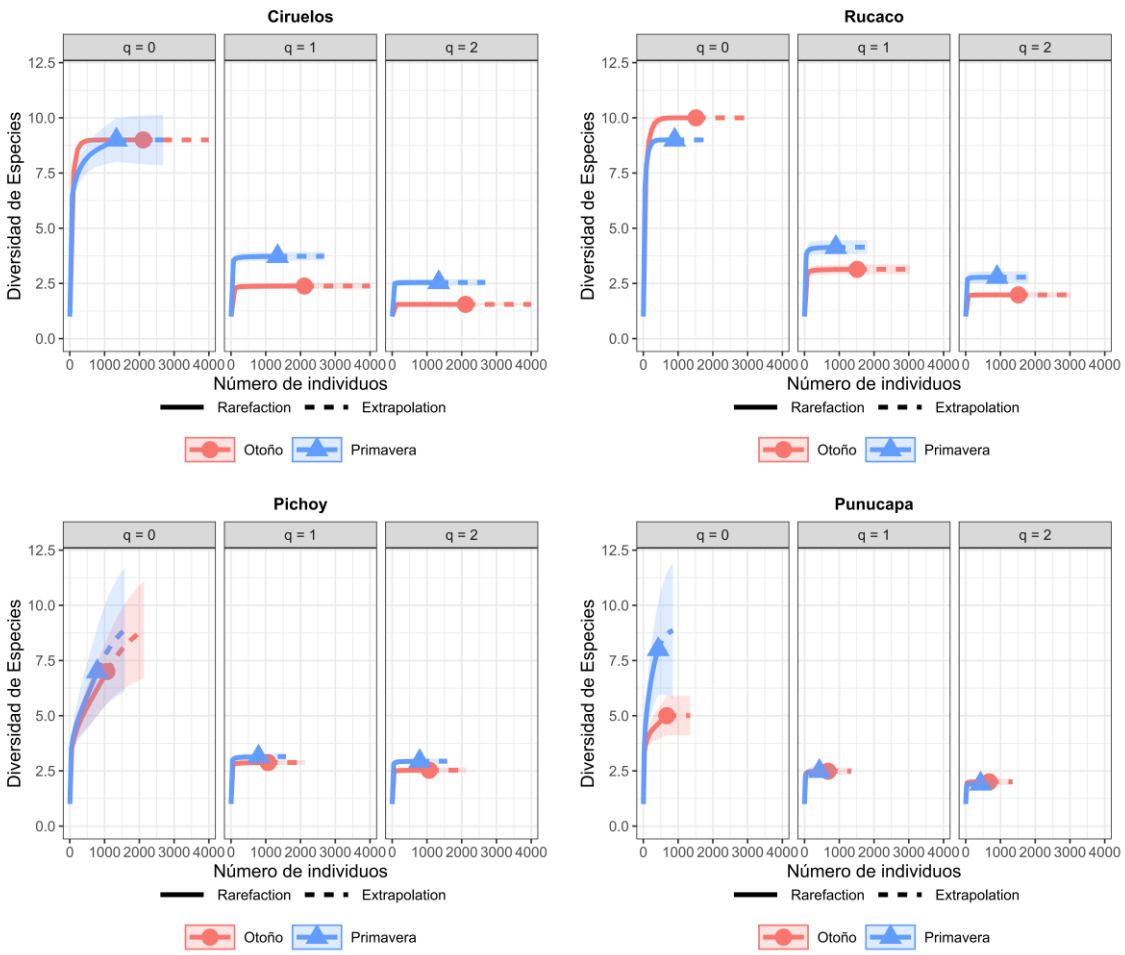


Figura 4.2.5. Curvas de rarefacción basada en el tamaño de la muestra (líneas continuas) y curvas de extrapolación (líneas discontinuas) hasta el doble del tamaño de la muestra de referencia para los números de Hill de orden 0 (riqueza), 1 (diversidad de Shannon) y 2 (diversidad de Simpson) para otoño y primavera para cada localidad. Los puntos sólidos indican la diversidad observada. Todas las curvas tienen un área sombreada, que denota bandas de confianza del 95% obtenidas mediante bootstrapping con 50 réplicas. Los valores de diversidad observados se identifican con un círculo y un triángulo, para otoño y primavera, respectivamente.

En cuanto a la riqueza de especies (q = 0), los datos son suficientes para inferir la verdadera riqueza en otoño y primavera sólo para Ciruelos y Rucaco y solamente en otoño para Punucapa, ya que la completitud de la muestra fue del 100% en las mismas. En Ciruelos, la riqueza de especies no difirió entre estaciones (N = 9), mientras que en Rucaco, hubo una especie más durante el otoño (N = 10) que en primavera (N = 9) (Fig. 4.2.4). Como la completitud de la muestra no fue total ni para Punucapa (primavera) ni para Pichoy (ambas estaciones), se comparó la riqueza de especies entre estaciones en al máximo valor de cobertura estandarizado de 99.9% para ambas localidades. En el caso de

Pichoy, el número de especies no difirió entre estaciones mientras que en Punucapa la primavera tuvo 3.87 especies más que el otoño (Fig. 4.2.5). Finalmente, todos los órdenes de *q* muestran que la equitabilidad entre las abundancias de especies es significativamente mayor en primavera respecto al otoño para Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.1), pero no es estadísticamente significativa entre estaciones para Pichoy y Punucapa (Tabla 4.2.1).

Tabla 4.2.1. Estimadores de equitabilidad para los órdenes de diversidad *q* = 0 (*i.e.,* Pielou J'), 1 y 2. Estimadores para *q* = 1 y 2 se presentan con IC95% entre paréntesis. O = otoño, P = primavera.

Eveness	**Pielou J'**	***q* = 1**	***q* = 2**
Ciruelos (O)	0.39	0.17 (0.153 – 0.192)	0.07 (0.059 – 0.078)
Ciruelos (P)	0.60	0.34 (0.283 – 0.398)	0.19 (0.155 – 0.230)
Rucaco (O)	0.50	0.24 (0.213 – 0.262)	0.11 (0.095 – 0.122)
Rucaco (P)	0.65	0.39 (0.359 – 0.425)	0.22 (0.196 – 0.249)
Pichoy (O)	0.49	0.25 (0.063 – 0.437)	0.20 (0.046 – 0.362)
Pichoy (P)	0.52	0.27 (0.057 – 0.487)	0.25 (0.042 – 0.450)
Punucapa (O)	0.57	0.37 (0.247 – 0.498)	0.25 (0.155 – 0.349)
Punucapa (P)	0.42	0.19 (0.100 – 0.282)	0.12 (0.053 – 0.179)

La diversidad alfa es ligeramente mayor río arriba

La comparación de los perfiles de diversidad entre localidades se basó en las mismas estimaciones de diversidad de la sección anterior (Fig. 4.2.6). En otoño, la riqueza de especies (q = 0) no difirió entre Rucaco y Pichoy, ni entre Ciruelos y Pichoy, aunque sí fue superior en Rucaco respecto a Ciruelos. Además, Rucaco, Ciruelos y Pichoy mostraron una mayor riqueza que Punucapa. Respecto a la diversidad de especies abundantes (q = 1, diversidad de Shannon), Rucaco y Pichoy presentaron los valores más altos, mientras que Ciruelos y Punucapa mostraron los valores más bajos, sin diferencias significativas dentro de cada par. Para la diversidad de especies dominantes (q = 2, diversidad de Simpson), Pichoy alcanzó la mayor diversidad, Ciruelos la menor, y Rucaco y Punucapa se ubicaron en un nivel intermedio, sin diferenciarse entre sí.

En primavera, la riqueza de especies (q = 0) no mostró diferencias estadísticas entre localidades, como lo indica el solapamiento de las bandas de confianza al 95 %. En cuanto a la diversidad de Shannon (q = 1), Ciruelos y Rucaco registraron los mayores valores, seguidos por Pichoy y, finalmente, Punucapa con los valores más bajos. Respecto a la diversidad de Simpson (q = 2), Punucapa presentó nuevamente los valores más bajos, mientras que las otras tres localidades mostraron valores similares entre sí. En términos generales, la diversidad alfa fue mayor en primavera que en otoño en todas las localidades evaluadas.

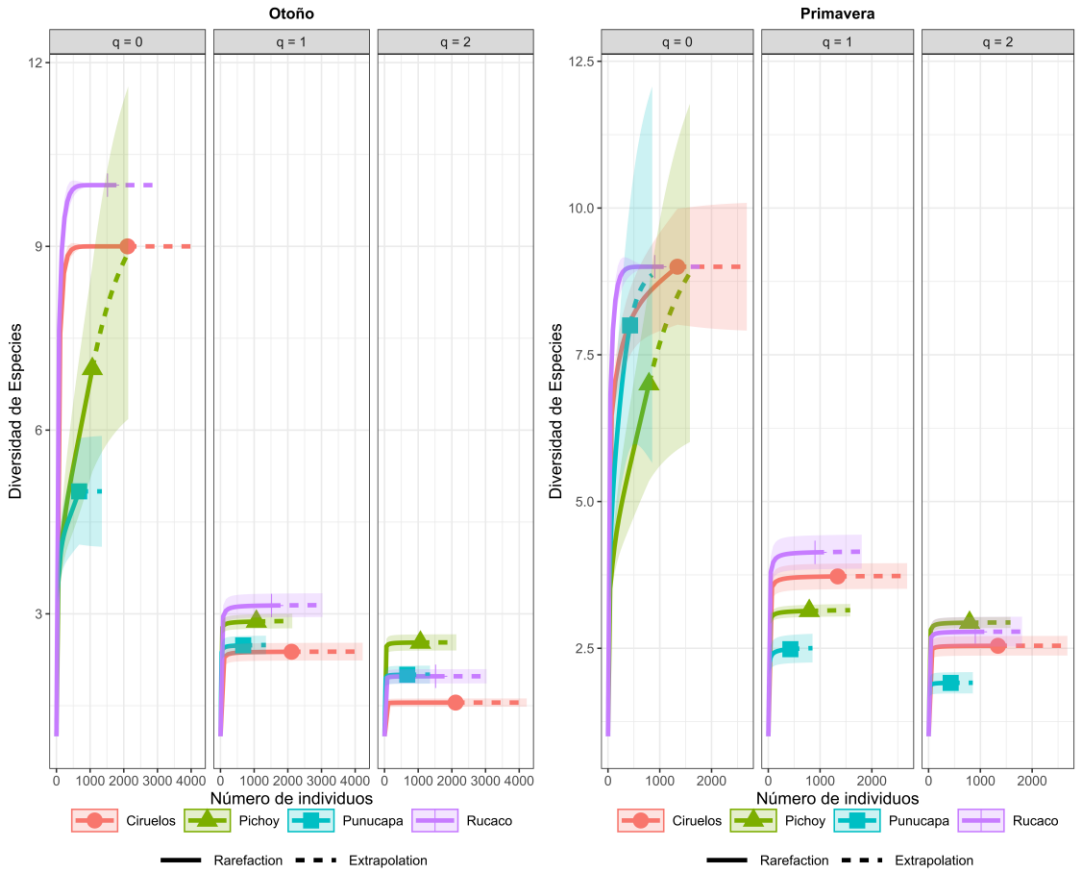


Figura 4.2.6. Curvas de rarefacción basada en el tamaño de la muestra (líneas continuas) y curvas de extrapolación (líneas discontinuas) hasta el doble del tamaño de la muestra de referencia para los números de Hill de orden 0 (riqueza), 1 (diversidad de Shannon) y 2 (diversidad de Simpson) para las distintas localidades en cada estación. Los puntos sólidos indican la diversidad observada. Todas las curvas tienen un área sombreada, que denota bandas de confianza del 95% obtenidas mediante bootstrapping con 50 réplicas.

La diversidad alfa presenta algunas tendencias temporales

En Ciruelos, la riqueza de especies (q = 0) no mostró tendencias temporales significativas ni diferencias estacionales entre otoño y primavera. Por otro lado, la diversidad de Shannon (q = 1) sí evidenció una relación altamente no lineal, caracterizada por múltiples cambios direccionales (es decir picos y valles). Además, el análisis mostró la presencia consistente de un efecto estacional, con una mayor diversidad durante primavera (Fig. 4.2.7). De manera similar a q = 1, la diversidad de Simpson (q = 2) mostró una relación altamente no lineal, aunque marginalmente significativa, y también fue superior en primavera (Fig. 4.2.7). En conjunto, los resultados indican que, si bien la riqueza total se ha mantenido estable en Ciruelos, la estructura interna de la comunidad ha cambiado con el tiempo y de forma estacional (Tabla 4.2.2).

Tabla 4.2.2. Resultados estadísticos de los modelos GAM aplicados a la riqueza (q=0), diversidad de Shannon (q=1) y diversidad de Simpson (q=2) en las cuatro localidades estudiadas. La tendencia temporal se evalúa mediante el término *s* (Año), que modela el suavizado ajustado en el GAM, reportando el valor del estadístico F y su probabilidad asociada. Interpretación de valores de edf: valores menores 1 indican ausencia de tendencia; cercanos a 1 indican una tendencia lineal; entre 1.1 y 2.0 indican una tendencia suavemente no lineal; entre 2.1 y 4.0 indican cambios suaves en la dirección de la tendencia; entre 4.1 y 6.0 indican fluctuaciones temporales moderadas y valores mayores a 6.0 indican un patrón no lineal con múltiples picos y valles. El efecto estacional se reporta bajo el término Estación, indicando el estimador para la primavera, el valor del estadístico t y su respectivo valor de probabilidad.

Localidad	Métrica	edf (s(Año))	F (s(Año))	p (s(Año))	Primavera (Estación)	t (Estación)	p (Estación)	R^2 ajustado
Ciruelos	q0	0.612	0.117	0.199	-0.208	–0.300	0.768	≈0
Ciruelos	q1	6.869	2.823	0.021	1.189	4.534	<0.001	0.66
Ciruelos	q2	6.755	2.105	0.052	1.034	3.854	0.002	0.57
Rucaco	q0	4.739	3.743	0.001	-0.414	–1.102	0.289	0.62
Rucaco	q1	0.734	0.213	0.108	0.567	1.680	0.110	0.17
Rucaco	q2	0.474	0.088	0.204	0.572	1.887	0.075	0.15
Pichoy	q0	7.969	4.082	0.013	-0.419	–1.599	0.141	0.64
Pichoy	q1	7.508	1.783	0.128	0.211	0.976	0.351	0.37
Pichoy	q2	0.131	0.019	0.261	0.241	0.964	0.348	0.01
Punucapa	q0	3.389	0.639	0.208	-0.548	–1.203	0.253	0.22
Punucapa	q1	≈0	0.000	0.918	-0.256	–0.949	0.358	≈0
Punucapa	q2	0.019	0.000	0.929	-0-139	–0.707	0.490	≈0

En Rucaco, la riqueza de especies (q = 0) mostró una tendencia temporal significativa con cambios de dirección moderados y no evidenció diferencias estacionales entre otoño y primavera. Sin embargo, la diversidad de Shannon (q = 1) y la de Simpson (q = 2), las mismas no mostraron tendencias temporales claras. Asimismo, ninguna de las mismas evidenció un efecto estacional (Fig. 4.2.7 y Tabla 4.2.2). Nuestros resultados indican que, si bien la riqueza de especies ha cambiado de forma no lineal en el período de estudio, la equidad y dominancia relativa dentro de la comunidad no han sufrido modificaciones importantes en los 11 años de monitoreo.

En la localidad de Pichoy, se observó una tendencia temporal significativa en la riqueza de especies (q = 0), con un patrón de cambio no lineal y de alta complejidad.

Esto indica que el número de especies presentes ha fluctuado de forma marcada a lo largo del período 2014–2024. En contraste, ni la diversidad de Shannon (q = 1) ni la de Simpson (q = 2) mostraron tendencias temporales estadísticamente significativas, tampoco se detectaron diferencias estacionales consistentes en ninguna de las tres métricas (Fig. 4.2.7 y Tabla 4.2.2). Estos resultados sugieren que, aunque la cantidad de especies ha variado en el tiempo, la estructura interna de la comunidad (en términos de equidad y dominancia relativa) se ha mantenido relativamente estable en esta localidad.

Finalmente, en la localidad de Punucapa no se detectaron efectos no lineales ni estacionales para ninguna de las tres métricas de diversidad (Fig. 4.2.7 y Tabla 4.2.2). Estos resultados sugieren que la comunidad de peces en Punucapa ha permanecido relativamente estable durante los 11 años de monitoreo.

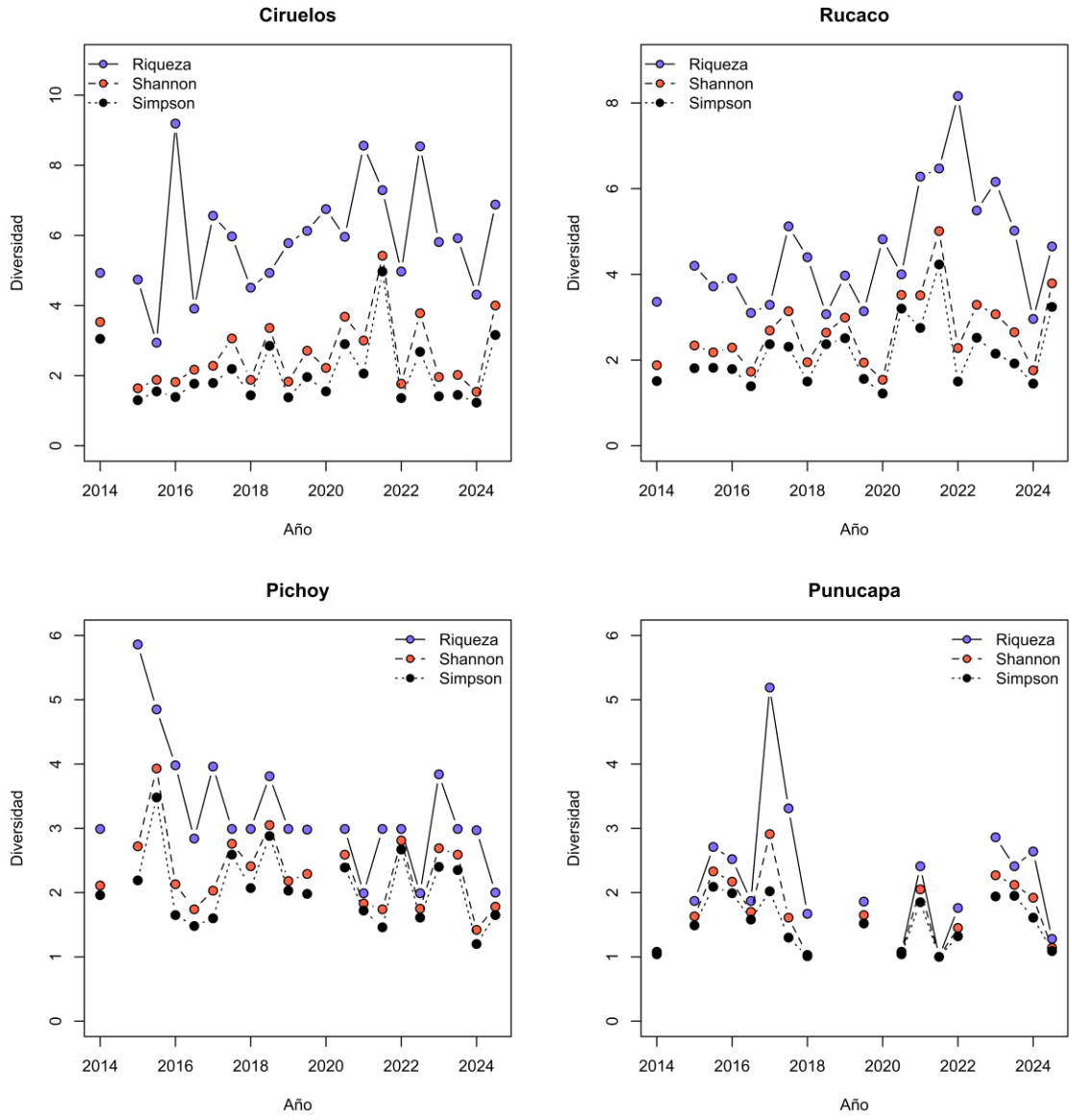


Figura 4.2.7. Cambio temporal en riqueza, diversidad de Shannon y diversidad de Simpson para las abundancias de peces en las localidades de estudio. Los puntos faltantes corresponden a muestreos no realizados.

La disimilitud entre localidades es moderada y estable entre estaciones

La diversidad β total evidenció una disimilitud moderada entre las diferentes combinaciones de estación y localidad, con un valor de β_{SOR} = 0.505, resultado tanto del reemplazo (β_{SIM} = 0.346) como de la pérdida (β_{SNE} = 0.159) de especies. En términos de composición, se observa que la disimilitud entre localidades y estaciones es relativamente

moderada, destacándose Punucapa en otoño como la combinación más disímil entre las evaluadas (Fig. 4.2.8). Consistentemente, el análisis PERMANOVA no detectó diferencias significativas en la estructura comunitaria general entre estaciones ($F_{1,6}$ = -0.007, P = 0.979).

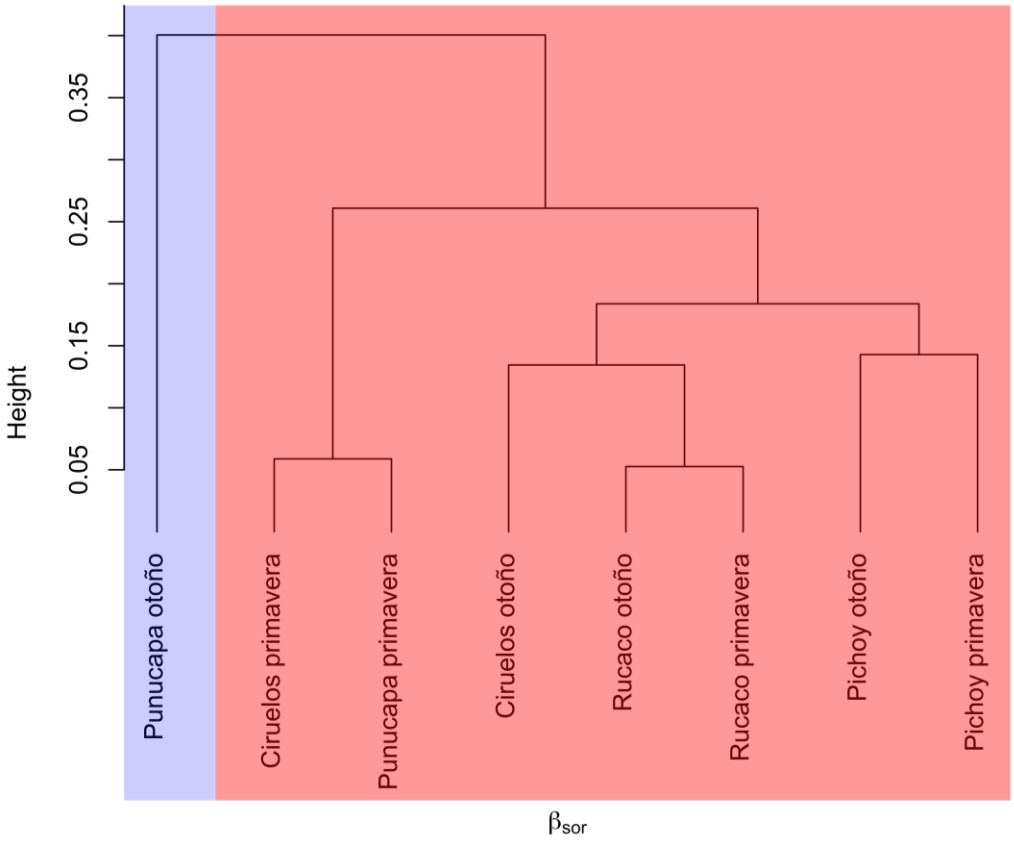


Figura 4.2.8. Agrupamiento de las localidades por estación de acuerdo con la composición de especies para la diversidad beta total (β_{SOR}).

Un patrón similar se observó al analizar cada estación por separado: ambas presentaron una disimilitud moderada entre localidades en términos de diversidad beta total (β_{SOR} otoño: 0.352 ± 0.07; β_{SOR} primavera: 0.313 ± 0.05), resultado tanto del recambio (β_{SIM} otoño: 0.168 ± 0.04; β_{SIM} primavera: 0.247 ± 0.04) como de la pérdida de especies (β_{SNE} otoño: 0.184 ± 0.04; β_{SNE} primavera: 0.065 ± 0.02). El análisis de remuestreo basado en combinaciones únicas de 3 localidades por estación indicó que en sólo el 25% de los casos, la diversidad beta total (β_{SOR}) fue mayor en primavera que otoño. En cambio, el

recambio de especies (β_{SIM}) fue mayor en primavera en el 100% de las combinaciones, mientras que la pérdida o anidamiento de especies (β_{SNE}) fue siempre mayor en otoño.

Patrones contrastantes de recambio temporal entre localidades

El análisis temporal de la diversidad beta reveló diferencias en la magnitud y estabilidad del recambio de especies entre las cuatro localidades estudiadas. En Ciruelos, la disimilitud media entre muestreos consecutivos fue de **0.377 ± 0.15**, lo que sugiere un nivel de recambio moderado de especies (Fig. 1 Anexo).

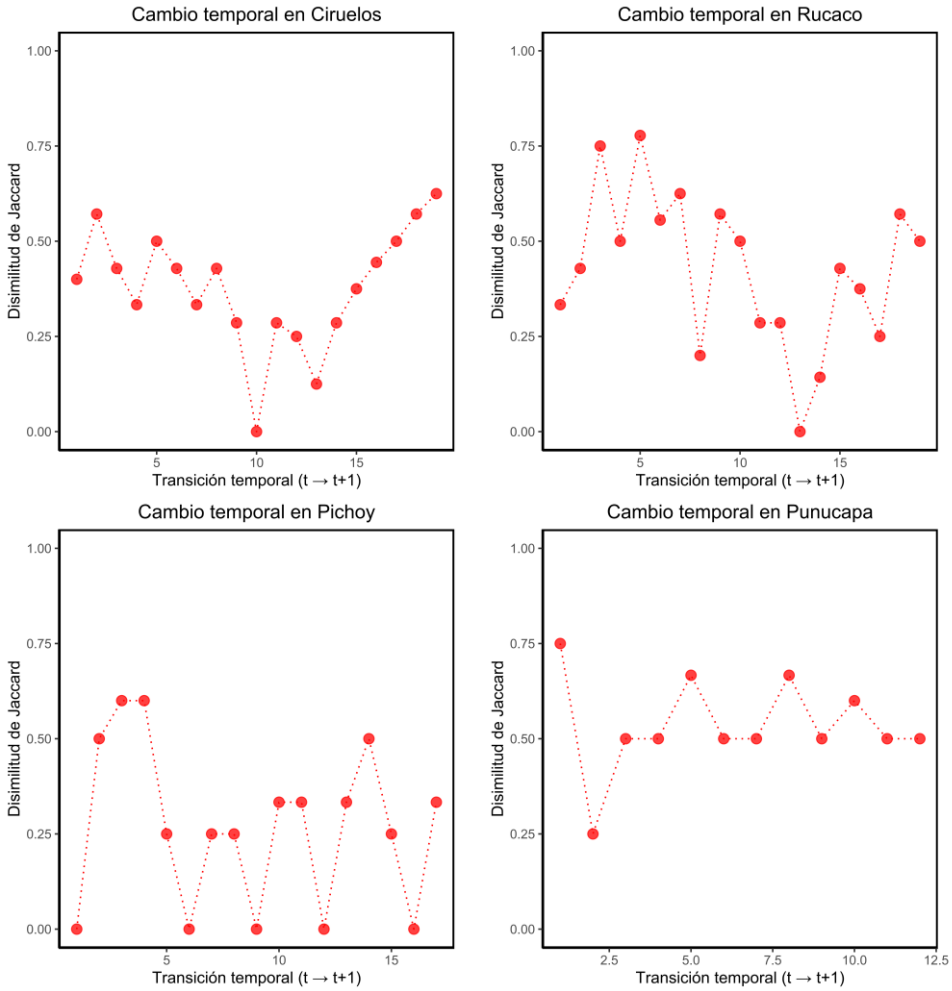


Figura 4.2.9. Disimilitud de Jaccard entre muestreos consecutivos a lo largo del tiempo en las localidades estudiadas. Cada punto representa el cambio en disimilitud entre un par de muestreos temporales (t → t+1) consecutivos válidos, definidos como transiciones de otoño a primavera dentro del mismo año o de primavera a otoño del año siguiente. Valores altos indican mayor recambio en la composición de especies entre muestreos sucesivos.

Asimismo, se observó un outlier en la transición primavera 2019 a otoño 2020, esto debido a que la estructura comunitaria no cambió y por lo tanto la disimilitud fue 0. Tampoco se observaron tendencias temporales (r = 0.065, P = 0.793), indicando que el grado de cambio en la comunidad no varió de forma sistemática a lo largo de los años (Fig. 4.2.9). El análisis PERMANOVA no evidenció diferencias en la estructura comunitaria entre estaciones ($F_{1,19}$ = 1.17, P = 0.337) (Fig. 4.2.10).

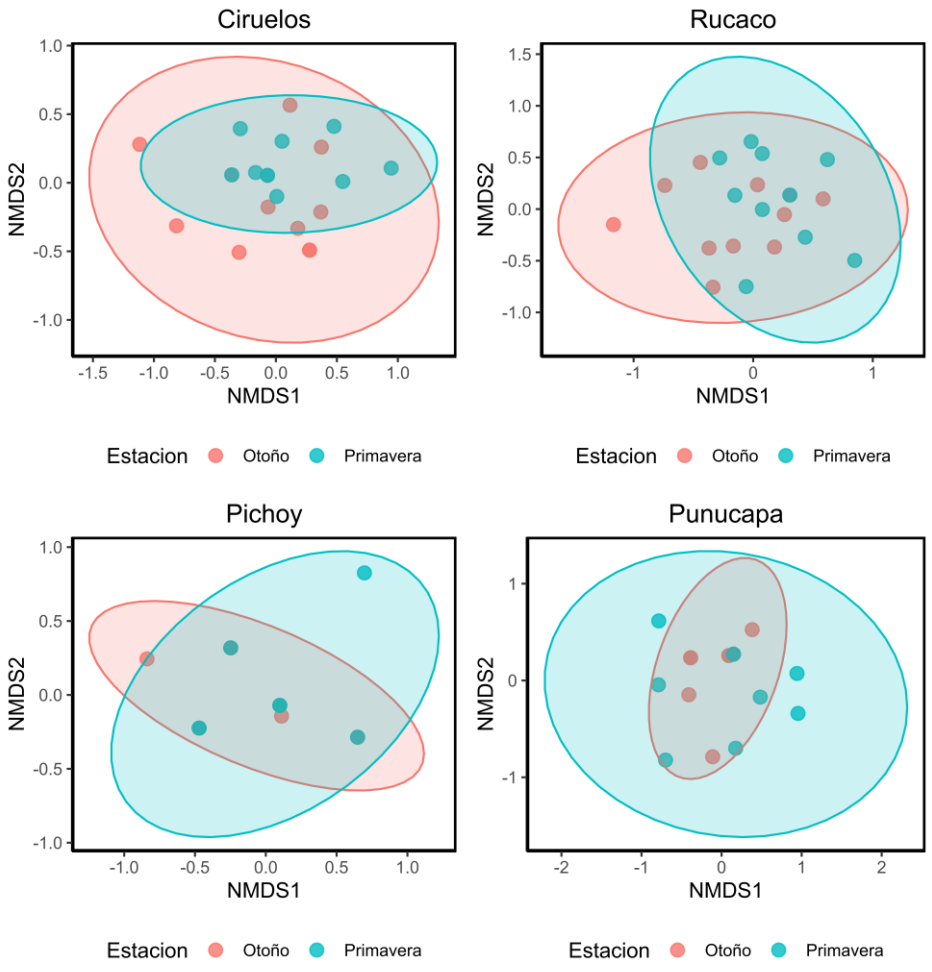


Figura 4.2.10. Ordenación NMDS de la composición de especies en las localidades estudiadas. Cada punto representa un muestreo estacional (Otoño o Primavera). Las elipses muestran la agrupación por estación con un intervalo de confianza del 95%. Las diferencias espaciales entre puntos indican disimilitud en composición de especies (Jaccard binaria).

En Rucaco, la disimilitud promedio fue de 0.425 ± 0.2 (Fig. 1 Anexo), lo que indica, un mayor grado de fluctuación en los cambios comunitarios. No se detectaron valores atípicos en las transiciones ni tampoco tendencias temporales (r = -0.341, P = 0.153) (Fig. 4.2.9). Al igual que en Ciruelos, no se observaron diferencias estacionales mediante PERMANOVA ($F_{1,19}$ = 1.33, P = 0.260) (Fig. 4.2.10). La localidad de Pichoy fue la que presentó la disimilitud media más baja del estudio (0.267 ± 0.21, Fig. 1 Anexo), aunque con la mayor variabilidad. Esto sugiere una comunidad más estable en promedio, pero con eventos puntuales de mayor recambio. Tampoco se identificaron outliers, ni tendencias temporales significativas (r = -0.168, P = 0.519) (Fig. 4.2.9) ni diferencias estacionales ($F_{1,18}$ = 0.58, P = 0.715) (Fig. 4.2.10). Por último, Punucapa fue la localidad que mostró el mayor recambio temporal observado, con una disimilitud media de 0.536 ± 0.13 (Fig. 1 Anexo), indicando un cambio elevado, pero relativamente constante entre muestreos sucesivos. Se detectó un único outlier (disimilitud = 0.25) correspondiente a la transición entre primavera de 2015 y otoño de 2016 aunque ninguna tendencia temporal significativa (r = 0.020, P = 0.951) (Fig. 4.2.9). A diferencia del resto de las localidades, en Punucapa sí se detectaron diferencias significativas en la composición de especies entre estaciones ($F_{1,15}$ = 2.74, P = 0.025) (Fig. 4.2.10).

Tamaño corporal del puye

El largo del puye depende de la localidad y estación

Como se aprecia en el siguiente histograma (Fig. 4.2.11), el largo de (todos) los peces recolectados en estos 11 años de monitoreo son levemente superiores durante primavera.

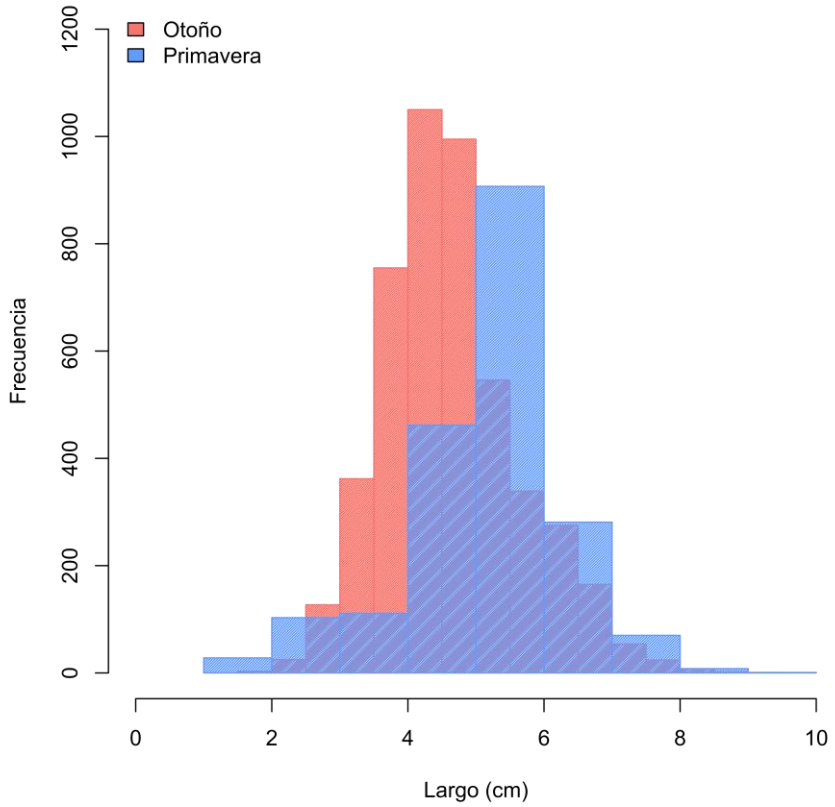


Figura 4.2.11. Histograma de frecuencias para el largo corporal de todos los individuos de *Galaxias maculatus* capturados durante el período 2014-2024 en las cuatro estaciones del área de estudio.

La interacción entre localidad y estación si fue significativa ($F_{3,55.285}$ = 3.078, P = 0.035) (Fig. 4.2.12). De la Figura 4.2.12 se desprende que en Ciruelos y Rucaco el largo de los puyes es mayor en primavera, y en ambos casos la diferencia es de aproximadamente 1 cm. En Pichoy no hay diferencias significativas en los largos entre estaciones, mientras que en Punucapa el patrón se revierte con lo observado en las localidades cercanas a la planta: los puyes son un poco más cortos en primavera que en otoño (Fig. 4.2.12).

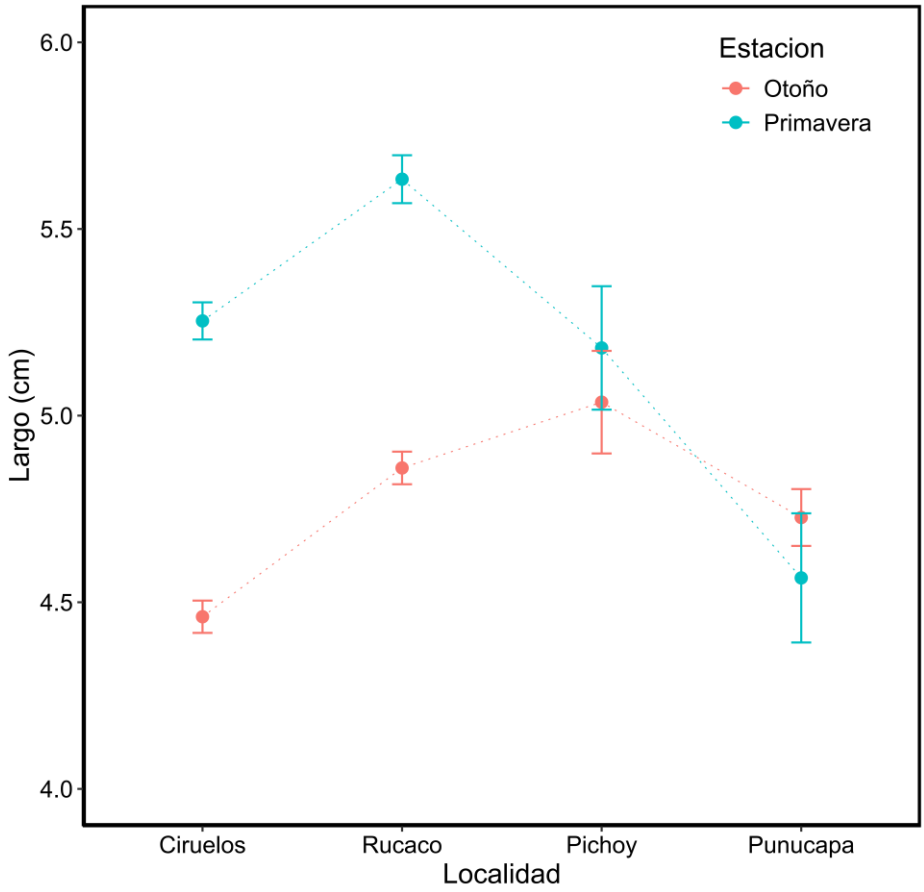


Figura 4.2.12. Largo promedio de *Galaxias maculatus*, en las cuatro estaciones y dos temporadas. Las medias se reportan con el correspondiente intervalo de confianza al 95%.

El largo de los puyes muestra patrones estacionales en algunas localidades, pero tendencias temporales poco marcadas

En Ciruelos y Rucaco, los individuos fueron significativamente más largos durante la primavera en comparación con el otoño, mientras que en Pichoy y Punucapa no se detectaron diferencias estacionales significativas (Tabla 4.2.3). En Punucapa, el efecto estacional fue negativo, aunque no significativo, lo que sugiere un patrón inverso (individuos más largos en otoño) pero no concluyente.

En cuanto a las tendencias temporales, no se detectaron cambios significativos en el largo corporal en Ciruelos, Pichoy ni Punucapa. Sin embargo, en Rucaco se observó una tendencia temporal suavemente no lineal significativa (edf = 2.85, p = 0.027), lo que indica cambios graduales en la dirección del patrón a lo largo del período de monitoreo (Tabla 4.2.3, Fig. 4.2.13).

Tabla 4.2.3. Resultados estadísticos de los modelos GAM aplicados al largo corporal en las cuatro localidades estudiadas. La tendencia temporal se evalúa mediante el término *s(Año)*, que modela el suavizado ajustado en el GAM, reportando el valor del estadístico F y su probabilidad asociada. Interpretación de valores de edf: valores menores 1 indican ausencia de tendencia; cercanos a 1 indican una tendencia lineal; entre 1.1 y 2.0 indican una tendencia suavemente no lineal; entre 2.1 y 4.0 indican cambios suaves en la dirección de la tendencia; entre 4.1 y 6.0 indican fluctuaciones temporales moderadas y valores mayores a 6.0 indican un patrón no lineal con múltiples picos y valles. El efecto estacional se reporta bajo el término Estación, indicando estimador para la primavera, el valor del estadístico t y su respectivo valor de probabilidad.

Localidad	edf (s(Año))	F (s(Año))	p (s(Año))	Primavera (Estación)	t (Estación)	p (Estación)	R^2 ajustado
Ciruelos	2.119	0.9	0.209	0.707	4.505	< 0.001	64.3
Rucaco	2.852	1.61	0.027	0.561	5.056	< 0.001	74.4
Pichoy	1.960	1.151	0.122	0.438	1.049	0.313	34.7
Punucapa	2.071	1.398	0.104	-0.518	-1.137	0.282	47.5

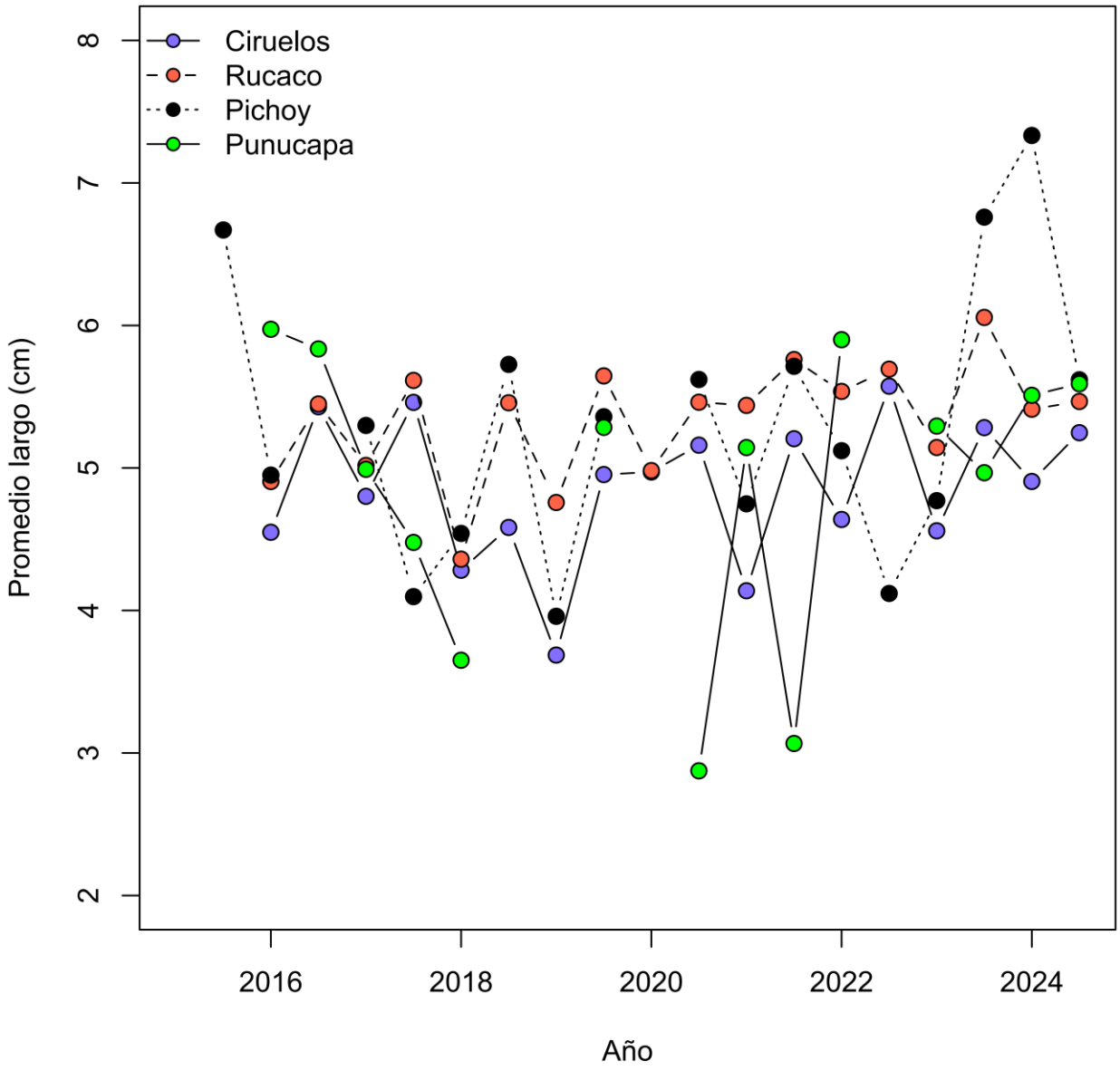


Figura 4.2.13. Cambio temporal en largo promedio de *Galaxias maculatus.*

DISCUSIÓN

En este estudio, se trabajo con el Programa de Monitoreo del HRC para evaluar los cambios estacionales y espaciales en sus comunidades de peces. En términos generales, nuestros resultados muestran tres cosas. Primero, la diversidad alfa es mayor en primavera que en otoño y la misma presenta un claro patrón espacial, siendo mayor en las localidades cercanas a la planta de celulosa. Segundo, la diversidad beta está dada por

una combinación de recambio y pérdida de especies y, en términos de su composición, las localidades de Ciruelos y Rucaco son más similares entre sí en comparación a las que se encuentran río abajo. Tercero, la longitud del Puye dependerá tanto de la localidad como de la estación, siendo mayor en primavera en Ciruelos y Rucaco, y sin diferencias estadísticas entre estaciones en Pichoy y Punucapa.

Efectos estacionales y espaciales en la diversidad alfa

Nuestros resultados revelan que la diversidad alfa es significativamente mayor durante la primavera, lo que ofrece claves importantes para entender los procesos ecológicos que estructuran este ecosistema. Esta variación estacional sugiere que las comunidades de peces ribereños del HRC experimentan fluctuaciones en la composición de especies, posiblemente asociadas a factores como la reproducción y cría. La primavera es típicamente un período de mayor actividad biológica en los ecosistemas acuáticos, ya que muchas especies de peces desovan durante esta estación (Fraser *et al.,* 2019; Alix *et al.,* 2020). El aumento de la temperatura del agua, la mayor disponibilidad de sitios adecuados para la reproducción y la abundancia de recursos alimenticios pueden favorecer el reclutamiento de especies y aumentar la riqueza específica (Jaureguizar *et al.,* 2016). En este sentido, el incremento de la diversidad durante la primavera podría explicarse tanto por el éxito reproductivo de especies residentes como por la aparición estacional de otras especies que aprovechan condiciones más favorables (Chea *et al*., 2016; Kindong *et al*., 2020). Asimismo, el aumento de los recursos tróficos en primavera podría contribuir a explicar el mayor tamaño corporal observado en puyes durante esa estación, al menos en Ciruelos y Rucaco. Del mismo modo, dado que el muestreo primaveral ocurre tras el período de lluvias invernales, es probable que la expansión temporal de hábitats acuáticos represente un factor determinante en la modulación de la riqueza específica.

Por otro lado, se detectó una mayor diversidad alfa en las localidades cercanas a la planta de celulosa (Ciruelos y Rucaco), con una disminución progresiva hacia localidades

río abajo, particularmente en Punucapa. Es probable que este gradiente en diversidad alfa esté más relacionado con una mayor disponibilidad de microhábitats que con la influencia directa de la planta, donde una mayor complejidad estructural favorecería la coexistencia de especies en los sectores más heterogéneos.

Además de las diferencias estacionales en riqueza, observamos que la abundancia total fue mayor en otoño (Fig. 4.2.5). Estos resultados sugieren que las fluctuaciones en la abundancia pueden desempeñar un papel relevante en la configuración de las comunidades, facilitando la coexistencia a través de la variación temporal en abundancia (Chesson 2000). La influencia de la variabilidad ambiental en la abundancia de especies ha sido ampliamente discutida en ecología, destacando mecanismos como la partición temporal del nicho —análoga a la partición espacial— que permite la coexistencia de especies al utilizar recursos en diferentes momentos del año (Hutchinson, 1961; Angert *et al*., 2009; Mathias & Chesson, 2013; Shimadzu *et al*., 2013; Tredennick *et al*., 2017; Mellard *et al*., 2019). En este contexto, nuestros resultados sugieren que las comunidades de peces del HRC responden a los cambios estacionales explotando oportunidades de nicho variables a lo largo del año, lo que se traduce en fluctuaciones tanto de la composición como en la diversidad alfa. No obstante, aunque la partición temporal del nicho podría explicar parte de la dinámica observada, también es probable que otros procesos —como la disponibilidad de recursos, competencia, depredación, condiciones ambientales y estocasticidad demográfica— estén influyendo sobre las variaciones de abundancia (Dornelas *et al.,* 2013). Determinar la contribución relativa de estos mecanismos resulta complejo (Shimadzu *et al*., 2013), pero el monitoreo actual ofrece una base valiosa para plantear nuevas preguntas e hipótesis.

Asimismo, la mayor equitabilidad registrada en Ciruelos y Rucaco durante la primavera indica que, además de una mayor riqueza, estas comunidades presentan una distribución más balanceada de las abundancias. En contraste, Punucapa evidenció la menor equitabilidad, lo que sugiere una dominancia más marcada por pocas especies.

Este patrón podría estar influenciado por la presencia de aguas salobres en dicha localidad, lo cual puede actuar como un factor limitante para ciertas especies de agua dulce, reduciendo así la riqueza y favoreciendo especies más tolerantes a condiciones de estrés osmótico.

Patrones temporales en la diversidad alfa

Además de los patrones estacionales y espaciales, el análisis temporal de largo plazo reveló respuestas heterogéneas entre localidades durante los 11 años del monitoreo. En Ciruelos, la riqueza de especies (q = 0) no mostró ninguna tendencia temporal ni estacional significativa. Sin embargo, la diversidad de Shannon y Simpson (q = 1 y q = 2) mostraron fluctuaciones altamente no lineales, junto a un efecto estacional marcado, con mayor diversidad en primavera. Esto sugiere que, si bien el número total de especies presentes no ha cambiado, la composición relativa de abundancias dentro de esta localidad ha variado con el tiempo, posiblemente en respuesta a cambios hidrológicos, de temperatura o a perturbaciones puntuales. En Rucaco se observó una tendencia temporal significativa en la riqueza de especies, con cambios moderadamente no lineales, pero sin alteraciones detectables en la diversidad de Shannon ni en la de Simpson. Esto sugiere que han ocurrido cambios en presencia y ausencia de especies (*e.g.*, entradas o pérdidas), pero sin afectar sustancialmente la composición dominante ni la equitabilidad de la comunidad. De manera similar a Rucaco, en Pichoy se registró una tendencia temporal significativa en la riqueza de especies, con un patrón altamente no lineal. Sin embargo, tampoco en este caso se observaron cambios en las métricas de diversidad basadas en abundancia relativa. Estos resultados sugieren que las especies que han entrado o desaparecido en Pichoy son probablemente raras o poco abundantes, sin modificar la composición dominante. Además, tampoco se detectaron efectos estacionales consistentes en esta localidad. Por último, Punucapa se destacó por su estabilidad temporal en todas las métricas de diversidad, sin evidencias de fluctuaciones ni estacionales ni inter anuales. Esto podría interpretarse como una comunidad ecológicamente más simple, con menor riqueza específica y menos dinámica,

posiblemente asociada a condiciones ambientales más homogéneas a lo largo del año. Diferentes factores pueden estar modulando las diferencias en los patrones temporales encontrados entre las localidades, tanto locales (*e.g.*, calidad de hábitat, disponibilidad de refugios o salinidad del agua) como regionales (*e.g.*, conectividad biológica, perturbaciones hidrológicas). Aunque el monitoreo actual no permite identificar con certeza los mecanismos responsables de las fluctuaciones observadas, los patrones descritos constituyen una base robusta para futuras investigaciones que busquen desentrañar los procesos que estructuran la biodiversidad en sistemas fluviales complejos como el HRC.

Patrones en diversidad beta

La evaluación de la diversidad beta en el HRC complementa los patrones detectados de la diversidad alfa, aportando una visión integrada sobre la dinámica espacio-temporal de sus comunidades de peces. Nuestros resultados muestran una diferenciación espacial y temporal moderada, con una diversidad beta total de β_{SOR} = 0.505. El componente de recambio de especies (β_{SIM}) explicó una mayor proporción de la variación que el anidamiento (β_{SNE}), lo que sugiere que las diferencias en composición entre localidades y estaciones se deben principalmente a la sustitución de especies, más que a gradientes de riqueza. Desde una perspectiva espacial, Punucapa en otoño fue la combinación localidad-estación más disímil del conjunto (Fig. 4.2.8), lo que sugiere una comunidad particularmente distinta en su composición, posiblemente asociada a un gradiente ambiental, condiciones ecológicas locales o a una menor conectividad.

En el eje temporal, la estructura comunitaria no varió significativamente entre otoño y primavera a nivel global y tampoco dentro de tres de las cuatro localidades, lo que indica una alta estabilidad estacional en la composición de especies. La única excepción fue Punucapa, donde el análisis PERMANOVA detectó diferencias significativas entre estaciones. No obstante, la ordenación mediante NMDS reveló un fuerte solapamiento entre estaciones (Fig. 4.2.10), lo que indica que, aunque los centroides

composicionales difieren en promedio, las comunidades no se agrupan de forma claramente distinta en el espacio multivariado.

Al analizar por separado los componentes de la diversidad beta en cada estación, se observó que el anidamiento fue mayor en otoño, mientras que el recambio fue consistentemente mayor en primavera. Esto sugiere que la primavera podría ser un período de más dinamismo ecológico, con ingreso de especies nuevas o poco frecuentes (coincidiendo con lo observado para la diversidad alfa) (Florencio *et al*., 2016, Teichert *et al.,* 2018), como consecuencia de interrupciones en las conexiones entre hábitats (por ejemplo, diferencias en las descargas, diferencias en los hábitats), la influencia de filtros ambientales (por ejemplo, la temperatura del agua, los niveles de nutrientes), o una combinación de ambos (Langer *et al*., 2016, Zbinden & Matthews 2017 y sus referencias). En contraste, el patrón anidado en otoño podría reflejar una comunidad más estable o de menor riqueza, posiblemente por efectos de la migración estacional, desencadenada por cambios en la disponibilidad de alimentos, disminución de la temperatura del agua o aumento de la depredación (por ejemplo, Brönmark *et al*., 2008, 2010, Brodersen *et al.,* 2011).

El análisis de disimilitud temporal entre muestreos consecutivos también mostró diferencias marcadas en estabilidad entre localidades. Punucapa presentó el mayor recambio temporal (disimilitud media = 0.536), lo que sugiere una comunidad altamente dinámica. En contraste, Pichoy tuvo la disimilitud más baja (0.267), reflejando una mayor estabilidad, aunque con algunos eventos puntuales de alto recambio. Ciruelos y Rucaco mostraron patrones intermedios, sin valores atípicos ni tendencias temporales significativas. Es importante destacar que este análisis se basó únicamente en transiciones temporales válidas (otoño → primavera dentro del mismo año, y primavera → otoño entre años consecutivos). En este sentido, la menor cantidad de transiciones válidas en Punucapa —debido a muestreos faltantes— podría influir en la estimación del recambio,

por lo que no se puede descartar completamente que el patrón observado sea en parte un artefacto estadístico.

En conjunto, los patrones detectados —una estabilidad relativa en la composición de especies entre estaciones, un mayor recambio entre localidades que entre estaciones, y diferencias en la estabilidad temporal entre sitios— podrían estar influidos tanto por factores locales (como diferencias y/o disponibilidad en microhábitats, conectividad, historia de perturbaciones), como por gradientes ambientales regionales. El hecho de que las diferencias estacionales sean débiles pero las diferencias espaciales sean marcadas, refuerza la idea de que la heterogeneidad longitudinal en estos sistemas es un componente clave de su diversidad biológica.

4.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUÍMICOS EN PECES

Metales pesados

Las Tablas 4.2.7 a 4.2.9 y la Figura 4.2.16, muestran las concentraciones de metales pesados detectadas en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco durante el periodo 2014-2024 y en Punucapa, durante los años 2014 y 2017 y durante el periodo 2020 al 2024.

En términos generales, no se identifican tendencias inter anuales definidas en las concentraciones de metales detectadas en ejemplares de puyes recolectados en el área de estudio. A lo largo de todas las campañas, los elementos más comúnmente detectados (*i.e.,* mayores concentraciones) fueron Hierro, Aluminio y Zinc (Tablas 4.2.7 y 4.2.8). En menor proporción se registraron concentraciones de Cobre, el cual no fue detectado en el toda el área de estudio durante los años 2015, 2023 y 2024 (límite de cuantificación 2,5 µg/g). Por su parte, el Plomo y el Mercurio, estuvieron presentes, aunque en bajas concentraciones (Tablas 4.2.7 y 4.2.8).

Cabe destacar que, a la fecha, no se registrado la presencia de Cadmio en los puyes analizados durante todo el periodo de estudio (límite de cuantificación 2,0 µg/g) (Tabla 4.2.9).

Tabla 4.2.7. Concentraciones de Hierro, Aluminio y Cobre registradas en puyes enteros y recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios con desviación estándar, para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2). <LD= Bajo el límite de detección utilizado.

estaciones	Campañas	Hierro (µg/g)	Aluminio (µg/g)	Cobre (µg/g)
Eje central río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	266,1 ± 1,5	186,8 ± 10,3	<LD
	otoño 2015	329,1 ± 5,5	444,3 ± 25,4	<LD
sector Ciruelos	otoño 2016	321,3 ± 2,8	246,2 ± 0,9	2,95 ± 0,1
	otoño 2017	530,7 ± 12,2	480,4 ± 4,8	<LD
	otoño 2018	226,6 ± 7,1	215,6 ± 7,5	4,05 ± 0,0
	otoño 2019	519,2	450,4	3,67
	otoño 2020	347,9	407,6	4,37
	otoño 2021	335,7	300,5	3,23
	otoño 2022	266,9	205,2	3,66
	otoño 2023	560,8	446,6	<LD
	otoño 2024	442,8	487,3	<LD
sector Rucaco	otoño 2014	410,8 ± 5,8	383,5 ± 2,0	<LD
	otoño 2015	215,1 ± 3,9	234,2 ± 2,3	<LD
	otoño 2016	177,1 ± 14,5	165,1 ± 14,6	2,60 ± 0,0
	otoño 2017	371,4 ± 12,6	298,2 ± 28,8	<LD
	otoño 2018	166,0 ± 3,0	124,6 ± 8,3	<LD
	otoño 2019	344,8 ± 0,9	244,0 ± 16,9	3,16 ± 0,9
	otoño 2020	244,5	219,4	4,16
	otoño 2021	136,3	84,0	2,99
	otoño 2022	364,1	363,2	3,93
	otoño 2023	457,9	330,2	<LD
	otoño 2024	333,8	331,6	<LD
Eje central río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	237,6 ± 9,4	322,4 ± 33,6	3,5 ± 0,4
	otoño 2017	416,8 ± 86,0	551,1 ± 8,1	4,0 ± 0,2
Sector Punucapa	otoño 2020	403,9	542,1	5,20
	otoño 2021	460,9	355,0	4,50
	otoño 2022	372,3	367,0	5,21
	otoño 2023	188,2	112,8	<LD
	otoño 20’24	274,7	179,6	<LD

Tabla 4.2.8. Concentraciones de Zinc, Plomo y Mercurio en tejidos de puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis, para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2). <LD= Bajo el límite de detección utilizado.

estaciones	Campañas	Zinc (µg/g)	Plomo (µg/g)	Mercurio (µg/g)
Eje central río Cruces	otoño 2014	254,16 ± 5,3	0,05 ± 0,0	0,27 ± 0,0
(sector límnico)	otoño 2015	203,46 ± 0,4	0,01 ± 0,0	0,09 ± 0,0
sector Ciruelos	otoño 2016	296,14 ± 3,1	0,07 ± 0,0	0,43 ± 0,0
	otoño 2017	250,10 ± 4,0	0,13 ± 0,0	0,38 ± 0,0
	otoño 2018	219,06 ± 2,7	0,16 ± 0,0	0,11 ± 0,0
	otoño 2019	226,64	0,06	0,38
	otoño 2020	243,72	0,10	0,27
	otoño 2021	247,81	0,12	0,37
	otoño 2022	140,54	0,09	0,28
	otoño 2023	251,88	0,10	0,40
	otoño 2024	183,00	0,01	0,26
sector Rucaco	otoño 2014	225,99 ± 4,7	0,06 ± 0,0	0,23 ± 0,0
	otoño 2015	339,90 ± 7,9	0,07 ± 0,0	0,14 ± 0,0
	otoño 2016	138,14 ± 2,3	0,09 ± 0,0	0,29 ± 0,0
	otoño 2017	284,80 ± 1,2	0,12 ± 0,0	0,35 ± 0,0
	otoño 2018	232,84 ± 2,9	0,04 ± 0,0	0,41 ± 0,0
	otoño 2019	222,32 ± 1,5	0,03 ± 0,0	0,34 ± 0,0
	otoño 2020	276,72	0,13	0,32
	otoño 2021	228,59	0,07	0,37
	otoño 2022	194,17	0,10	0,29
	otoño 2023	214,23	0,09	0,31
	otoño 2024	182,33	0,07	0,25
Eje central río Cruces	otoño 2014	161,87 ± 4,1	0,06 ± 0,0	0,11 ± 0,0
(sector estuarial)	otoño 2017	164,68 ± 15,1	0,25 ± 0,1	0,11 ± 0,0
Sector Punucapa	otoño 2020	182,61	0,12	0,10
	otoño 2021	226,87	0,12	0,18
	otoño 2022	194,21	0,12	0,16
	otoño 2023	158,78	0,09	0,10
	otoño 2024	170,46	0,07	0,12

Tabla 4.2.9. Concentraciones de Cadmio en tejidos de puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. <LD= Bajo el límite de detección utilizado.

Estaciones	Campañas	Cadmio (µg/g)
Eje central río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	<LD
sector Ciruelos	otoño 2015	<LD
	otoño 2016	<LD
	otoño 2017	<LD
	otoño 2018	<LD
	otoño 2019	<LD
	otoño 2020	<LD
	otoño 2021	<LD
	otoño 2022	<LD
	otoño 2023	<LD
	otoño 2024	<LD
sector Rucaco	otoño 2014	<LD
	otoño 2015	<LD
	otoño 2016	<LD
	otoño 2017	<LD
	otoño 2018	<LD
	otoño 2019	<LD
	otoño 2020	<LD
	otoño 2021	<LD
	otoño 2022	<LD
	otoño 2023	<LD
	otoño 2024	<LD
Eje central río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	<LD
Sector Punucapa	otoño 2017	<LD
	otoño 2020	<LD
	otoño 2021	<LD
	otoño 2022	<LD
	otoño 2023	<LD
	otoño 2024	<LD

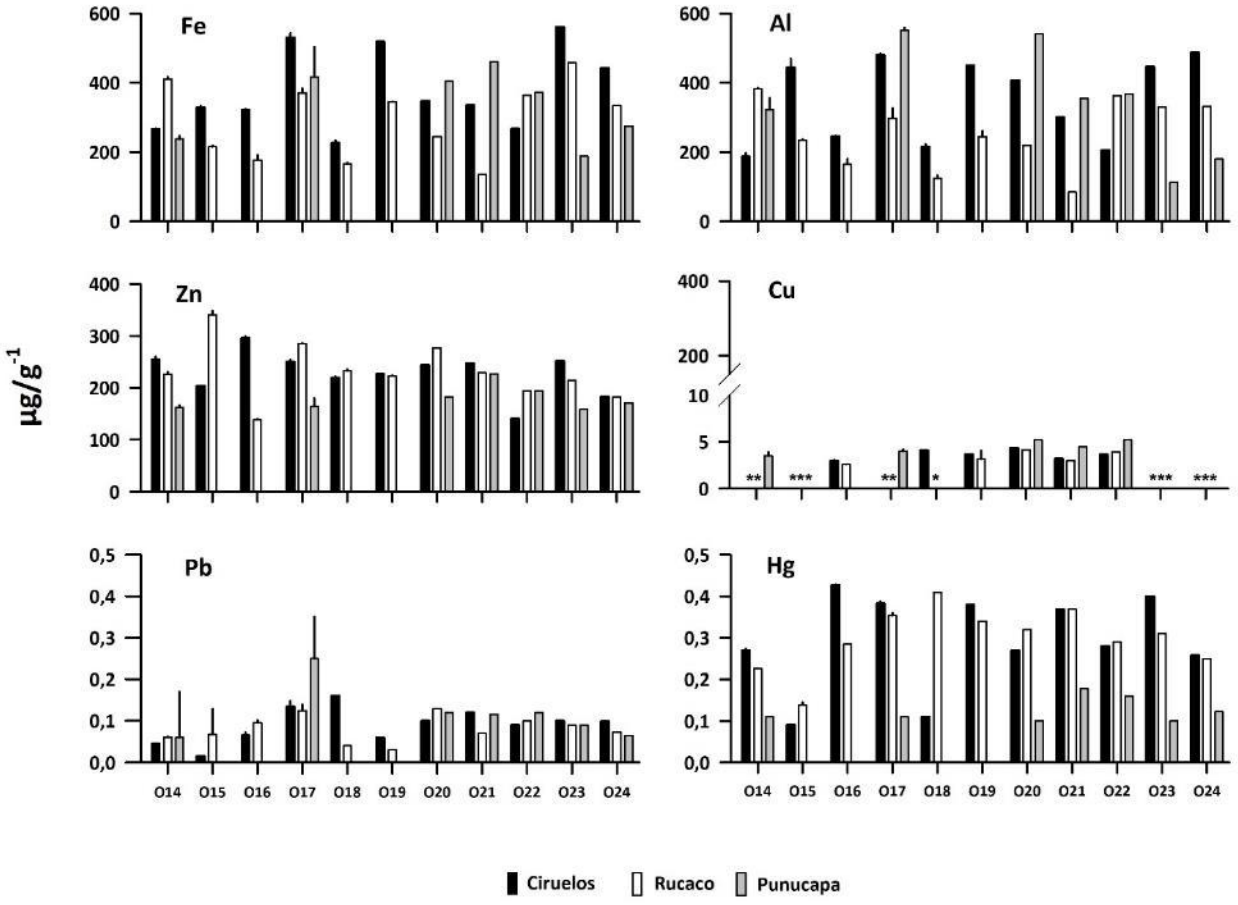


Figura 4.2.16. Concentración de metales pesados en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios más 1 desviación estándar en paréntesis, para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2). *= Bajo el límite de detección del método utilizado.

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.2.10 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey para evaluar eventuales diferencias significativas ($p<0,05$), en la variabilidad inter anual y espacial de las concentraciones promedio de metales pesados, en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Por otra parte, la Figura 4.2.17 muestra los resultados de los análisis de regresión llevados a cabo para evaluar si estas concentraciones presentan tendencias significativas ($p<0,05$) en el tiempo.

Los resultados del análisis de varianza (ANDEVA) revelaron diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) tanto temporales como espaciales en las concentraciones de Cobre registradas en *Galaxias maculatus*. En particular, se observaron valores más elevados durante los años 2020 y 2022, siendo los ejemplares recolectados en la estación Punucapa los que presentaron niveles significativamente superiores en comparación con los de Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.10). Esta distribución sugiere la existencia de fuentes locales de aporte o una mayor biodisponibilidad del metal en dicho sector. En cuanto al Mercurio, las diferencias fueron exclusivamente espaciales registrándose valores más altos($p<0,05$), en los ejemplares capturados en Ciruelos y Rucaco, en comparación con los de Punucapa (Tabla 4.2.10). El Plomo, por su parte, mostró variabilidad inter anual significativa ($p<0,05$), destacándose concentraciones más altas el año 2017 en comparación con las registradas el 2015.

En contraste, los elementos Hierro, Aluminio y Zinc no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$) ni entre años ni entre estaciones de muestreo, lo que sugiere una distribución más homogénea de estos elementos en el sistema fluvial evaluado (Tabla 4.2.10). Finalmente, los análisis de regresión lineal aplicados para evaluar tendencias temporales en las concentraciones de metales a lo largo del periodo de monitoreo no evidenciaron patrones significativos ($p>0,05$) (Fig. 4.2.17), lo que indica una alta variabilidad inter anual y/o una ausencia de incremento sostenido en los niveles de bioacumulación en la especie estudiada.

Tabla 4.2.10. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias interanuales (Años) y espaciales (Estaciones), en las concentraciones promedio de metales pesados, en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos (Ci), Rucaco (Ru) y Punucapa (Pu). Los valores de p en negro son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Hierro (*)(**)	Año	10	0,253	0,025	1,090	0,423	
	Estación	2	0,086	0,043	1,843	0,190	
	Error	16	0,372	0,023			
	Total	28	0,707	0,025			
Aluminio (*)	Año	10	0,362	0,036	0,801	0,631	
	Estación	2	0,136	0,068	1,502	0252	
	Error	16	0,724	0,045			
	Total	28	1,232	0,044			
Zinc (*)(**)	Año	10	0,063	0,001	0,722	0,695	
	Estación	2	0,044	0,022	2,503	0,113	
	Error	16	0,140	0,009			
	Total	28	0,257	0,009			
Cobre	Año	10	22,394	2,239	8,102	**<0,001**	20=22>14=15=17=23=24; 20=22=16=18=19=21
	Estación	2	5,459	2,730	9,876	**0,002**	Pu > Ci = Ru
	Error	16	4,422	0,276			
	Total	28	32,680	1,167			
Plomo (*)	Año	10	0,889	0,089	2,510	**0,049**	17>15; 17=14=16=18=19=20=21=22=23=24
	Estación	2	0,021	0,010	0,290	0,752	
	Error	16	0,567	0,035			
	Total	28	1,571	0,056			
Mercurio (**)	Año	10	0,113	0,011	2,368	0,060	
	Estación	2	0,160	0,080	16,694	**<0,001**	Ci = Ru > Pu
	Error	16	0,077	0,005			
	Total	28	0,345	0,012			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

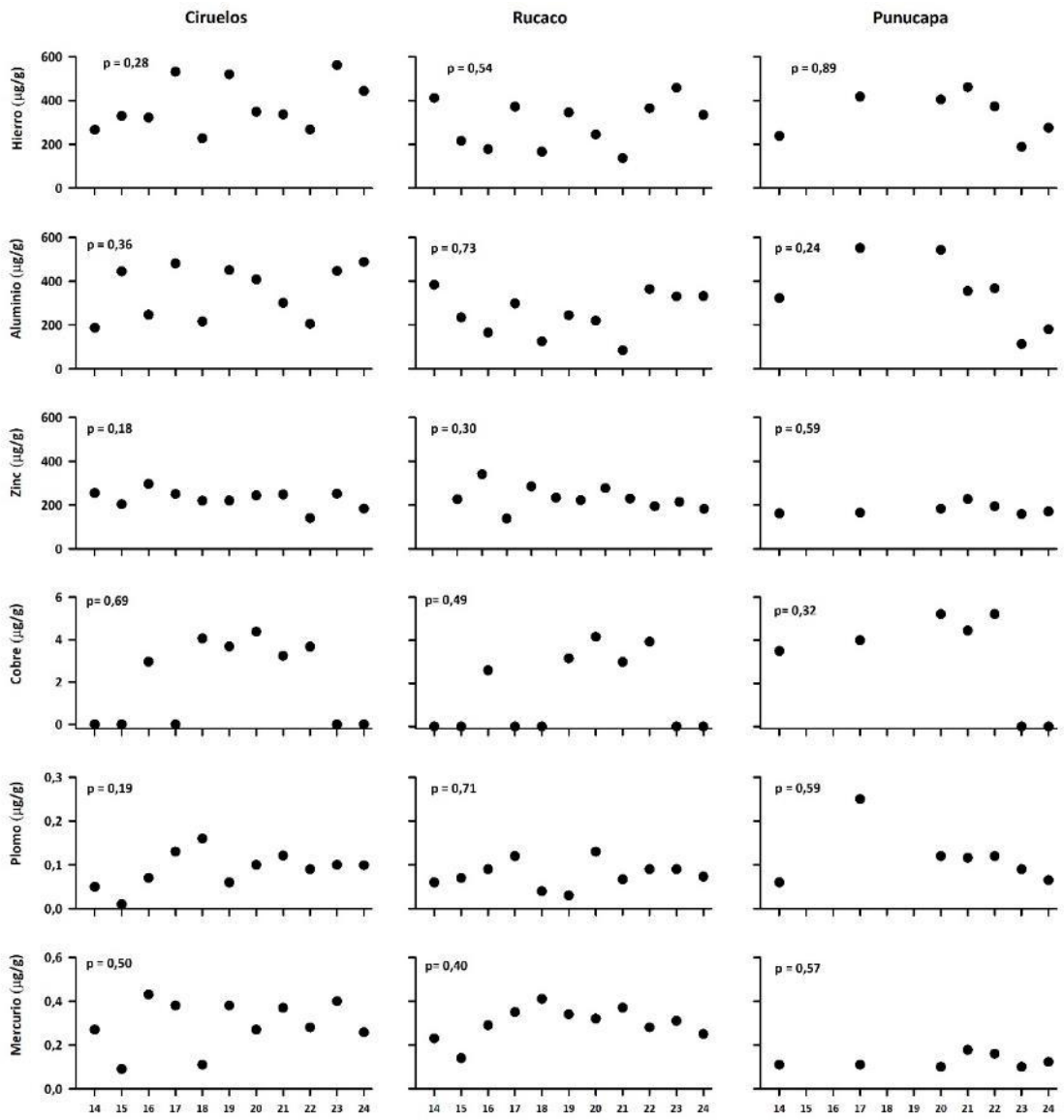


Figura 4.2.17. Resultados de análisis de regresión, realizados para evaluar eventuales tendencias significativas en las concentraciones de metales pesados, en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa.

Ácidos grasos, Ácidos resínicos y Compuestos Halógenos Orgánicos Adsorbibles

La Tabla 4.2.11 y la Figura 4.2.18 muestran las concentraciones de Ácidos Grasos, y Compuestos Halógenos Orgánicos Adsorbibles (AOX), en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. En contraste, a la fecha no se han detectado Ácidos resínicos en toda el área de estudio (el valor de detección utilizado en los análisis es 0,002 µg/ g) (Tabla 4.2.11).

Las concentraciones más altas de Ácidos grasos se registraron en el sector estuarial (Punucapa) durante el otoño del año 2014 (5.965 µg/g), seguido por Rucaco durante el mismo período (4.102 µg/g). En general, el sector estuarial presentó mayores valores de A. grasos durante la serie temporal, mientras que los sectores límnicos (Ciruelos y Rucaco) presentaron valores más variables y con tendencia decreciente entre 2014 y 2024. Temporalmente se observa una disminución progresiva en la mayoría de las estaciones, alcanzando sus valores más bajos durante el año 2024 en Rucaco (1.031,2 µg/g) y Punucapa (1.019,6 µg/g), mientras que en Ciruelos el valor más bajo se registró en el otoño del año 2023 (Tabla 4.2.11) (Fig. 4.2.18).

Por su parte, los valores más altos de AOX se registraron durante el año 2021 en Ciruelos (40,7 µg/g), Rucaco 2021 (38,9 µg/g) y Punucapa (42,5 µg/g). Durante el año 2024, los niveles de AOX tienden a disminuir en todos los sectores (Ciruelos: 14,7; Rucaco: 17,6; Punucapa: 19,8 µg/g), aunque se mantienen en un rango relevante desde la perspectiva ecológica (Tabla 4.2.11) (Figs. 4.2.18).

Tabla 4.2.11. Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX, en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios más 1 desviación estándar, para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2). <LD = Bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	Campañas	Ác. Grasos (µg/g)	Ác. Resínicos (µg/g)	AOX (µg/g)
Eje central río Cruces	otoño 2014	2685,6 ± 347,3	<LD	19,9 ±2,6
(sector límnico)	otoño 2015	2330,9 ± 161,9	<LD	12,1 ±1,8
sector Ciruelos	otoño 2016	1733,7 ± 218,8	<LD	12,6 ± 0,8
	otoño 2017	1165,5 ± 0,0	<LD	19,7 ± 2,3
	otoño 2018	907,8 ± 91,9	<LD	30,7 ± 1,0
	otoño 2019	1514,6	<LD	32,5
	otoño 2020	1740,4	<LD	29,3
	otoño 2021	1463,2	<LD	40,7
	otoño 2022	1365,5	<LD	<7,0
	otoño 2023	817,4	<LD	14,7
	otoño 2024	1030,5	<LD	12,5
sector Rucaco	otoño 2014	4101,9 ± 115,1	<LD	31,3 ± 4,2
	otoño 2015	869,3 ± 163,7	<LD	8,2 ± 0,3
	otoño 2016	1763,8 ± 412,1	<LD	13,2 ± 0,0
	otoño 2017	1431,7 ± 197,6	<LD	16,4 ± 1,8
	otoño 2018	1098,4 ± 38,0	<LD	30,5 ± 2,6
	otoño 2019	1197,6 ± 204,4	<LD	24,9 ± 1,0)
	otoño 2020	1091,3	<LD	30,9
	otoño 2021	1321,5	<LD	38,9
	otoño 2022	1753,5	<LD	22,9
	otoño 2023	1142,9	<LD	22,8
	otoño 2024	1031,2	<LD	17,6
Eje central río Cruces	otoño 2014	5965,2 ±151,2	<LD	27,9 ± 0,1
(sector estuarial)	otoño 2017	2422,6 ±156,4	<LD	25,2 ±2,3
Sector Punucapa	otoño 2020	1702,9	<LD	42,0
	otoño 2021	1719,7	<LD	42,5
	otoño 2022	1082,7	<LD	15,5
	otoño 2023	1656,8	<LD	17,7
	otoño 2024	1019,6	<LD	19,8

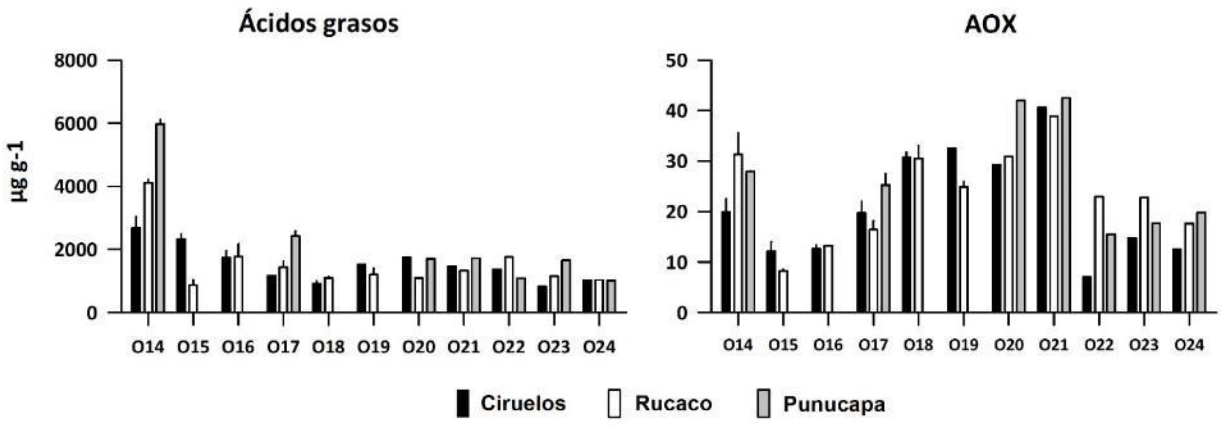


Figura 4.2.18. Concentración de Ácidos grasos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX), en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios más 1 desviación estándar en paréntesis para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2).

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.2.12 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey para evaluar eventuales diferencias en la variabilidad inter anual y espacial de las concentraciones promedio de Ácidos grasos y Compuestos Halógenos Orgánicos Adsorbibles (AOX), presentes en tejidos de *Galaxias maculatus*. Por otra parte, la Figura 4.2.19 muestra los resultados de los análisis de regresión llevados a cabo para evaluar si estas concentraciones presentan tendencias significativas ($p<0,05$) al descenso o aumento con en el tiempo.

Los resultados de ANDEVA indican que ambos compuestos presentaron variabilidad inter anual significativa ($p<0,05$): las concentraciones de Ácidos grasos fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2014 (Tabla 4.2.12), a la vez que las de AOX fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2020 en comparación con los años 2015, 2016, 2022, 2023 y 2024 (Tabla 4.2.12). Las concentraciones de ambos compuestos, no mostraron variabilidad espacial significativa ($p>0,05$) (Tabla 4.2.12).

Tabla 4.2.12. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias interanuales (Años) y espaciales (Estaciones), en las concentraciones promedio de Ácidos grasos registrados y Compuestos Halógenos Orgánicos Adsorbibles (AOX), de puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos (Ci), Rucaco (Ru) y Punucapa (Pu). Los valores de p en negro son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Ácidos grasos (*)	Año	10	0737	0,074	4,602	**0,003**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	2	0,060	0,030	1,874	0,186	
	Error	16	0,256	0,016			
	Total	28	1,073	0,038			
AOX	Año	10	0,917	0,092	7,383	**<0,001**	21>15=16=22=23=24; 21=20=14=17=18=19
	Estación	2	0,053	0,027	2,149	0,149	
	Error	16	0,199	0,012			
	Total	28	1,195	0,043			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada.

Aunque las concentraciones de AOX en los ejemplares de Puye analizados muestran un aumento general a lo largo del tiempo, los análisis de regresión no evidencian tendencias estadísticamente significativas (p>0,05) (Fig. 4.2.19). En contraste, solo las concentraciones de ácidos grasos en puyes recolectados en las estaciones de Ciruelos y Punucapa presentaron una disminución significativa en el tiempo (p<0,05).

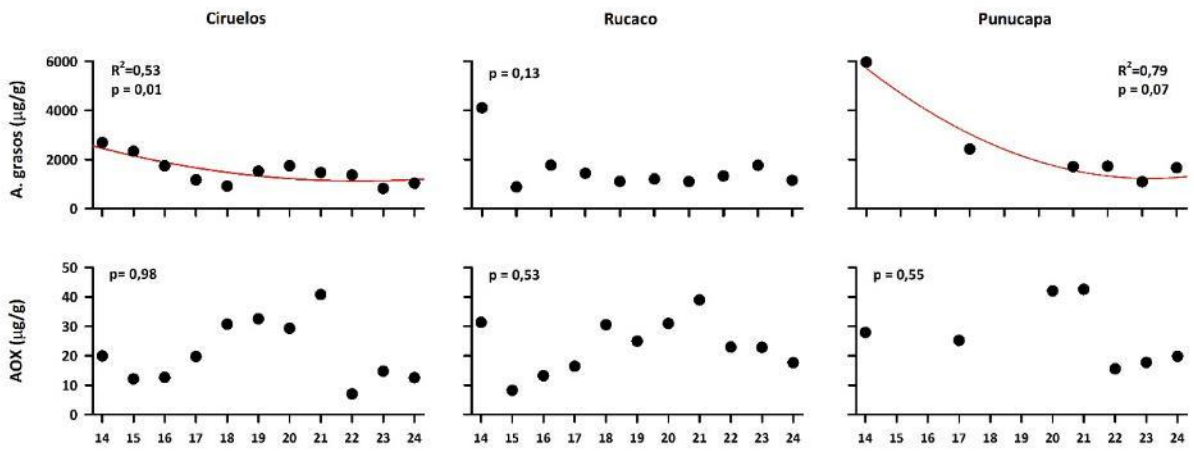


Figura 4.2.19. Resultados de análisis de regresión, realizados para evaluar eventuales tendencias significativas, en la variabilidad interanual de las concentraciones de Ácidos grasos y AOX, en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Línea roja indica significancia estadística ($p<0,05$).

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

La Tabla 4.2.13 y la Figura 4.2.20 muestran las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes Tóxicos totales (suma de dioxinas y furanos), en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa.

Las concentraciones de Dioxinas y Furanos, expresados en EQWTs (es decir ng/g EQT) y los valores de Equivalentes Tóxicos Totales, fueron más altos en puyes recolectados en las riberas de Punucapa y primariamente durante los años 2014, 2017, 2020, 2023 y 2024 (Tabla 4.2.13 y Fig. 4.2.20).

Tabla 4.2.13. Concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y ETQs totales (suma de Dioxinas y Furanos), en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios más 1 desviación estándar en paréntesis, para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2).

Estaciones	Campañas	Dioxinas (ng/g EQT)	Furanos (ng/g EQT)	EQTs totales (ng/g)
Eje central río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	0,000051 (0,00007)	0,000052 (0,00001)	0,000103 (0,00004)
	otoño 2015	0,000021 (0,00000)	0,000076 (0,00001)	0,000097 (0,00001)
sector Ciruelos	otoño 2016	0,000066 (0,00006)	0,000023 (0,00001)	0,000089 (0,00004)
	otoño 2017	0,000084 (0,00006)	0,000029 (0,00000)	0,000113 (0,00003)
	otoño 2018	0,000021 (0,00002)	0,000035 (0,00001)	0,000056 (0,00001)
	otoño 2019	0,000014 (0,00002)	0,000086 (0,00011)	0,000100 (0,00006)
	otoño 2020	0,000062	0,000071	0,000133
	otoño 2021	0,000064	0,000077	0,000141
	otoño 2022	0,000069	0,000050	0,000119
	otoño 2023	0,000055	0,000131	0,000186
	otoño 2024	0,000090	0,000050	0,000140
sector Rucaco	otoño 2014	0,000007 (0,00001)	0,000060 (0,00000)	0,000067 (0,00001)
	otoño 2015	0,000003 (0,00000)	0,000095 (0,00009)	0,000098 (0,00005)
	otoño 2016	0,000056 (0,00008)	0,000023 (0,00000)	0,000079 (0,00004)
	otoño 2017	0,000032 (0,00000)	0,000029 (0,00000)	0,000061 (0,00000)
	otoño 2018	0,000056 (0,00001)	0,000035 (0,00003)	0,000091 (0,00002)
	otoño 2019	0,000001 (0,00000)	0,000039 (0,00002)	0,000040 (0,00001)
	otoño 2020	0,000046	0,000062	0,000108
	otoño 2021	0,000089	0,000052	0,000141
	otoño 2022	0,000299	0,000062	0,000361
	otoño 2023	0,000114	0,000113	0,000227
	otoño 2024	0,000100	0,000080	0,000180
Eje central río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	0,000206 (0,00015)	0,000133 (0,00001)	0,000339 (0,00008)
	otoño 2017	0,000189 (0,00005)	0,000184 (0,00002)	0,000373 (0,00003)
Sector Punucapa	otoño 2020	0,000182	0,000165	0,000347
	otoño 2021	0,000018	0,000014	0,000032
	otoño 2022	0,000174	0,000090	0,000264
	otoño 2023	0,000245	0,000162	0,000407
	otoño 2024	0,000290	0,000340	0,000620

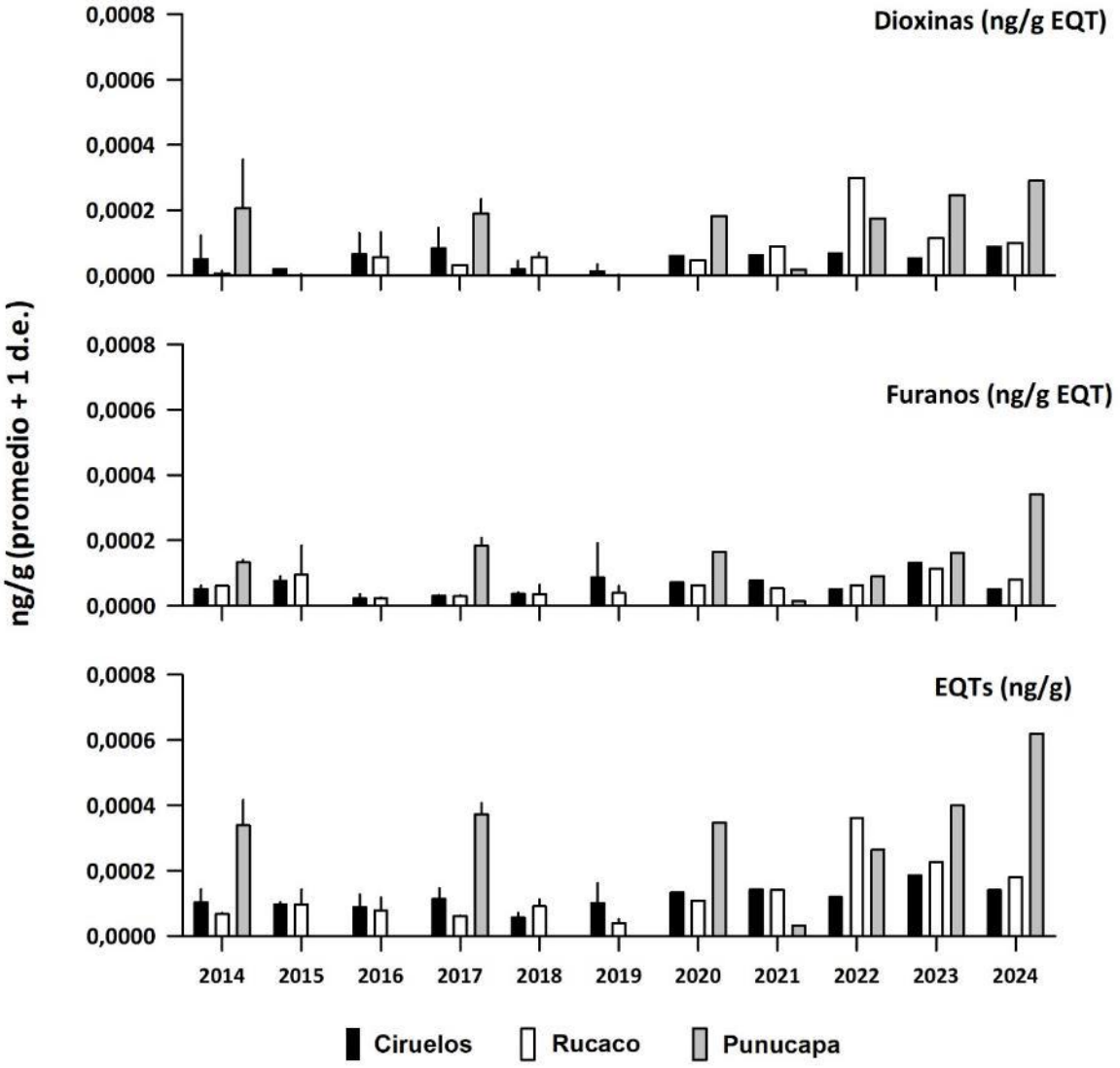


Figura 4.2.20. Concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y EQTs (ng/g), en puyes recolectados durante el otoño en Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Los valores son promedios más 1 desviación estándar en paréntesis para los años en que se obtuvieron réplicas (n = 2).

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.2.14 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias significativas ($p<0,05$), en la variabilidad inter anual y espacial de las concentraciones promedio de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes Tóxicos Totales (ng/g), en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y

Punucapa. Los valores de estas tres variables, no difirieron significativamente ($p>0,05$) al comparar datos inter anuales, pero sí al comparar datos entre estaciones de recolección de puyes: los valores de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes Tóxicos Totales (ng/g), medidos en puyes de Punucapa, fueron significativamente más altos ($p<0,05$), en comparación con puyes capturados en Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.14). A su vez, no se registraron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar los valores de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes Tóxicos Totales (ng/g), medidos en puyes de Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.14).

Tabla 4.2.14. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias interanuales (Años) y espaciales (Estaciones), en las concentraciones promedio de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes tóxicos totales (ng/g) registrados en tejidos de Puyes capturados durante el periodo 2014-2024, en tres estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco y Pu=Punucapa). Los valores de p en negro son significativos ($p<0,05$) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Dioxinas (*)	Año	10	0,0001	0,0001	1,784	0,146	
	Estación	2	0,0002	0,0004	4,528	**0,028**	Pu>Ci=Ru
	Error	16	0,0002	0,0001			
	Total	28	0,0005	0,0002			
Furanos (*)(**)	Año	10	0,0001	0,0001	1,447	0,246	
	Estación	2	0,0006	0,0003	5,474	**0,015**	Pu>Ci=Ru
	Error	16	0,0001	0,0001			
	Total	28	0,0002	0,0001			
EQTs (*)(*)	Año	10	0,0002	0,0001	1,213	0,352	
	Estación	2	0,0002	0,0008	5,846	**0,012**	Pu>Ci=Ru
	Error	16	0,0002	0,0001			
	Total	28	0,0006	0,0002			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados log_{10} o raíz cuadrada; **= Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

No obstante lo anteriormente expuesto, los resultados de análisis de regresión llevados a cabo para evaluar tendencias temporales para cada estación de muestreo revelan que los valores de EQTs totales (ng/g) medidos en los puyes de Ciruelos y Rucaco han aumentado significativamente en el tiempo ($p<0,05$) (Fig. 4.2.21). A su vez, las Dioxinas (ng/g EQT) registradas en puyes capturados en Rucaco, han aumentado significativamente en el tiempo ($p<0,05$) (Fig. 4.2.21). Por el contrario, el uso de tales análisis, no mostró endencias significativas ($p>0,05$), al evaluar la variabilidad inter anual en las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes tóxicos totales (ng/g) registradas en puyes de Punucapa (Fig. 4.2.21).

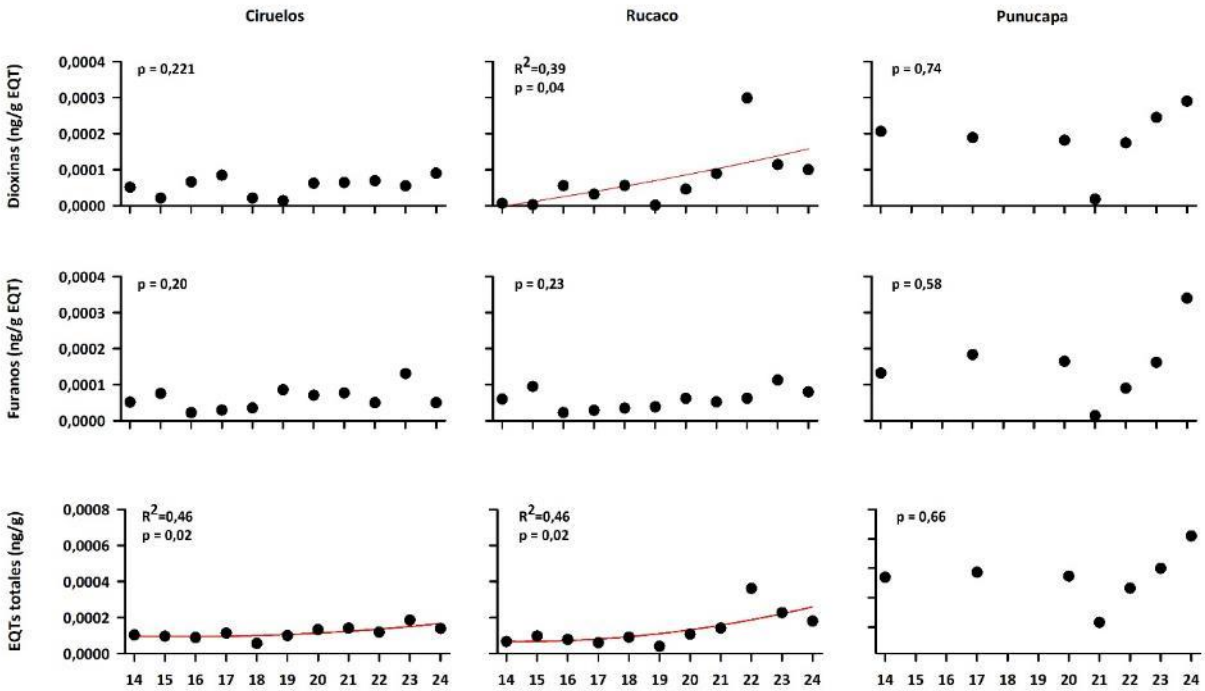


Figura 4.2.21. Resultados de análisis de regresión, realizados para evaluar eventuales tendencias significativas en la variabilidad interanual de las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y EQTs (ng/g), en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa.

Comparaciones con otras latitudes

La Tabla 4.2.15 presenta una comparación de las concentraciones de Dioxinas y Furanos (expresadas como WHO-PCDD/F-TEQs (*i.e.* EQTs) en ng·kg^{-1} peso húmedo, donde TEQs corresponde a Equivalentes Tóxicos Totales) detectadas en ejemplares de *Galaxias maculatus* capturados en el HRC, entre los años 2014 y 2024, en relación con datos históricos reportados para otras especies de peces en distintas regiones geográficas.

Durante el período 2014–2024, los valores promedio de Dioxinas y Furanos (expresadas como WHO-PCDD/F-TEQs (*i.e.* EQTs), en *G. maculatus,* oscilaron entre 0,000014 y 0,000313 ng. g^{-1}, con los máximos registrados entre los años 2022 y 2024 (0,000248 ng. g^{-1} y 0,000313 ng. g^{-1}). Estos valores reflejan una notoria variabilidad inter anual, con tendencia a aumentar en el tiempo. No obstante, estos valores son inferiores a los umbrales considerados de preocupación para consumo humano (0,004, por organismos internacionales, como la WHO (World Health Organization) durante los años 1998 (0,00400; Vand der Berg *et al.* (1998) y 2006 (0,00350; Van der Berg *et al.* (2006)).

Tabla 4.2.15. Comparación entre las concentraciones (ng/g^{-1}) de Dioxinas y Furanos en *Galaxias maculatus* del HRC con valores referenciales para el consumo humano.

Especie	Año	WHO-PCDD/F-TEQs ng.g^{-1} peso húmedo							
		N	Promedio	SD	mediana	Min	Max	Localización	Referencia
Galaxias maculatus	2014	6	0,000022	0,000016	0,000014	0,000009	0,000051	HRC	Informes Programa Monitoreo HRC
	2015	5	0,000016	0,000010	0,000013	0,000007	0,000032		
	2016	5	0,000014	0,000010	0,000012	0,000004	0,000026		
	2017	5	0,000074	0,000088	0,000023	0,000012	0,000190		
	2018	5	0,000061	0,000072	0,000019	0,000009	0,000163		
	2019	5	0,000025	0,000021	0,000024	0,000002	0,000046		
	2020	3	0,000196	0,000133	0,000130	0,000110	0,000350		
	2021	3	0,000105	0,000064	0,000140	0,000030	0,000140		
	2022	3	0,000248	0,000121	0,000265	0,000122	0,000363		
	2023	3	0,000273	0,000117	0,000230	0,000190	0,000410		
	2024	3	0,000313	0,000270	0,000179	0,000138	0,000624		
Fish Muscle Tissue -	1998		0,00400					MAXIMUM LEVEL APPLICABLE	WHO TEF 1998 *
Fish Muscle Tissue - TEF 2005	2006		0,00350					MAXIMUM LEVEL APPLICABLE	WHO TEF 2006**

*** =** Van den Berg M, *et al.* (1998) ** = Van den Berg M, *et al.* (2006)

Presencia & ausencia de Dioxinas y Furanos

La Tabla 4.2.16 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los puyes de Ciruelos y Rucaco, durante el período 2014-2024, y en los de Punucapa durante los años 2014, 2017 y período 2020 - 2024, ordenados de mayor a menor toxicidad. Ese número es en relación al número total de muestreos: 11 en Ciruelos y Rucaco y 7 en Punucapa. A su vez, la Figura 4.2.22 muestra las concentraciones anuales de las Dioxinas y Furanos 2.3.7.8 (TCDD y TCDF, respectivamente) y 1.2.3.7.8 (PeCDD y PeCDF, respectivamente) en los puyes estudiados.

La Dioxina 2.3.7.8 (TCDD) se detectó en peces de Ciruelos y Punucapa en seis muestreos, mientras que en puyes de Rucaco en siete campañas (Tabla 4.2.16 y Fig. 4.2.22). A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en puyes de Ciruelos (3

muestreos), Rucaco (2 muestreos) y Punucapa (4 muestreos) (Tabla 4.2.16 y Fig. 4.2.22). En general, el resto de las dioxinas detectadas tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que las dos anteriormente mencionadas (Tabla 4.2.16).

El Furano 2.3.7.8 (TCDF) fue detectado en peces de Ciruelos y Rucaco en once muestreos y en puyes de Punucapa en siete campañas, es decir, fue detectado en todas las estaciones durante todas las campañas (Tabla 4.2.16 y Fig. 4.2.22). A su vez, el Furano 1.2.3.7.8 (PeCDF) fue detectado en puyes de Ciruelos y Rucaco en diez muestreos y en peces de Punucapa en siete campañas (Tabla 4.2.16 y Fig. 4.2.22). En general, el resto de los Furanos detectados tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que los dos anteriormente mencionados (Tabla 4.2.16).

Tabla 4.2.16. Número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en tejidos de puyes, recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2024 (12 muestreos), y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022, 2023 y 2024 (7 muestreos). L = sector límnico, EE = eje estuarial y central HRC.

sectores		**L**		**EE**
estaciones		**Ciruelos**	**Rucaco**	**Punucapa**
Dioxinas & congéneres	**FEQ OMS-2005**			
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo Dioxina (TCDD)	1.0000	6	7	6
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Dioxina (PeCDD)	1.0000	3	2	4
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	0.1000	6	4	5
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	0.1000	6	7	5
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	0.1000	7	5	5
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Dioxina (HpCDD)	0.0100	9	9	5
OCDD Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	0.0003	11	11	7
Furanos & congéneres				
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo Furano (TCDF)	0.1000	11	11	7
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	0.0300	10	10	7
2.3.4.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	0.3000	10	10	7
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	0.1000	6	6	4
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	0.1000	7	7	4
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	0.1000	3	6	1
2.3.4.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HXCDF)	0.1000	4	5	4
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	0.0100	8	9	5
1.2.3.4.7.8.9 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	0.0100	4	5	1
OCDF Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	0.0003	7	5	2

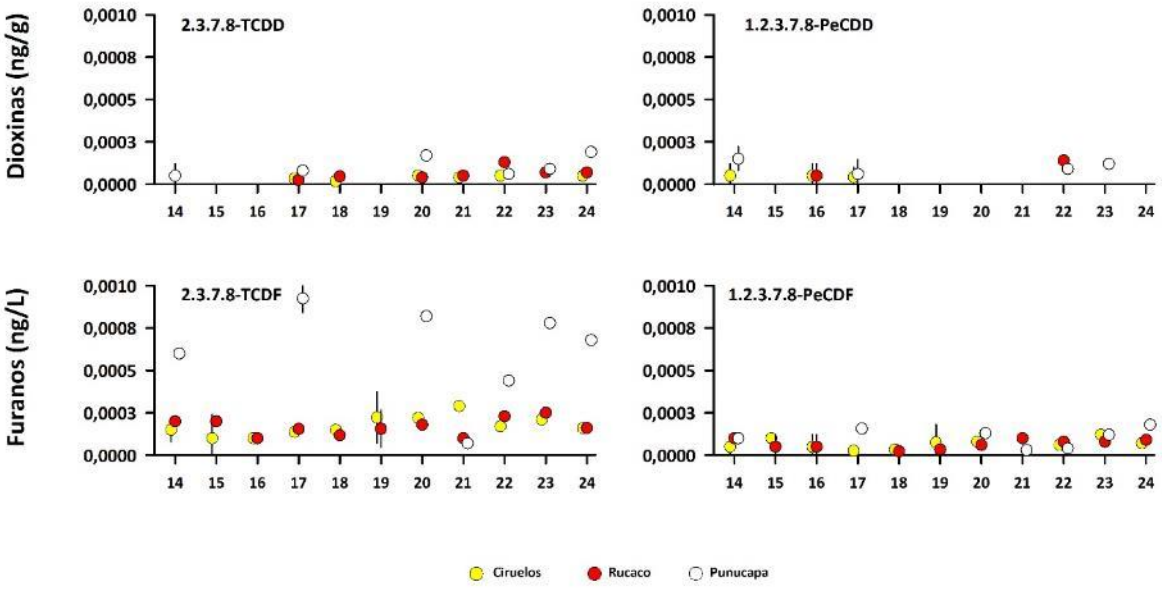


Figura 4.2.22. Concentraciones de las Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (paneles superiores) y los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (paneles inferiores), en puyes del área de estudio. Los valores son promedios más 1 desviación estándar. En algunos casos no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas.

CONCLUSIONES

Diversidad alfa de peces (riqueza y equitabilidad de especies)

- La diversidad de peces es mayor en primavera, probablemente por el aumento de temperatura, recursos alimenticios y la expansión temporal de hábitats acuáticos.
- Las localidades más cercanas a la planta (Ciruelos y Rucaco) tienen más especies, y una distribución más equilibrada entre ellas en términos de su abundancia, sin que pocas especies dominen al resto.
- Punucapa es la localidad con menos especies y su comunidad está dominada por unas pocas muy abundantes.
- El patrón de más especies con menos individuos en primavera, y menos especies con más individuos en otoño, podría favorecer la coexistencia al reducir la competencia directa entre especies.

- A lo largo de los 11 años de monitoreo, algunas localidades mostraron cambios importantes en la diversidad alfade peces, mientras otras se mantuvieron más estables.

Diversidad beta de peces (cambios en composición)

- Las diferencias entre localidades son mayores que entre estaciones, indicando un fuerte efecto espacial en la composición de especies de peces.
- Ciruelos y Rucaco tienen comunidades más similares entre sí, mientras que Punucapa es la más diferente.
- En primavera se observa un mayor recambio de especies de peces, lo que sugiere un período más dinámico.
- Las comunidades de peces son estables entre estaciones, exceptuando Punucapa, donde sí se observaron diferencias marcadas.
- En términos temporales, se observa que Pichoy muestra los cambios más suaves en la composición de especies a lo largo de los 11 años del monitoreo, mientras que Punucapa muestra las mayores fluctuaciones. Sin embargo, estos resultados deben interpretarse con cautela, ya que el menor número de muestreos en Punucapa podría estar influyendo en el patrón observado.

Tamaño corporal del puye

- El largo promedio de los puyes fue significativamente mayor en primavera en Ciruelos y Rucaco, con una diferencia de aproximadamente 1 cm respecto al otoño.
- En Pichoy no se detectaron diferencias estacionales significativas, mientras que en Punucapa el patrón fue levemente inverso, aunque no concluyente.
- Solo en Rucaco se observó una tendencia temporal significativa en el largo corporal, con un patrón suavemente no lineal a lo largo de los años.
- En el resto de las localidades (Ciruelos, Pichoy y Punucapa), no se registraron cambios significativos en el largo corporal durante el período 2014–2024.
- En conjunto, los resultados sugieren una estabilidad general en el tamaño corporal del puye, con variaciones estacionales localizadas.

Elementos y compuestos químicos en puyes

Metales pesados

- Tal como observado con anterioridad al año 2024, el Hierro, Aluminio y Zinc, fueron los metales pesados con las concentraciones más altas que Cobre, Plomo y Mercurio, en los puyes analizados durante este año en particular.
- Le siguen el Cobre, Plomo y Mercurio, detectados en concentraciones mucho más bajas (inferiores a 6 µg/g), que las medidas para Hierro, Aluminio y Zinc (superiores a 100 µg/g). Durante el año 2024 (así como durante todo el período 2014 - 2024), el Cadmio estuvo bajo el limite de detecciónen los peces estudiados.
- El análisis de la data de metales pesados 2014 - 2024, muestra que las concentraciones de Hierro, Aluminio y Zinc, no variaron significativamente ($p>0,05$), ni en el tiempo (años) ni en el espacio (estaciones).
- La variabilidad de las concentraciones de Cobre no mostró tendencias definidas en cuanto a años, pero sí al comparar estaciones de muestreo: valores significativamente más altos ($p<0,05$) en los puyes de Punucapa, cuando son comparadas con las de los puyes de Ciruelos y Rucaco, las que no difirieron significativamente entre sí. Aun cuando se detectaron diferencias inter anuales significativas ($p<0,05$) en las concentraciones de Plomo, estas no muestran tendencias definidas. Finalmente, las concentraciones de Mercurio fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en los puyes de Ciruelos y Rucaco, cuando son comparadas con las de los peces recolectados en Punucapa.
- Los resultados de los análisis de regresión, muestran que ninguno de los metales pesados evaluados en los puyes del área de estudio, tiene tendencias significativas a aumentar o disminuir en el tiempo.

Ácidos grasos y AOX

- Las concentraciones de Ácidos grasos y AOX en los puyes estudiados, solo presentaron variabilidad significativa en las comparaciones inter anuales ($p<0,05$). Las de los primeros, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año

2014, a la vez que las de los AOX, hicieron lo propio durante el período 2017 - 2021.

- Los resultados de los análisis de regresión, muestran que las concentraciones de Ácidos grasos medidas en puyes de Ciruelos y Punucapa, tienden a disminuir significativamente ($p<0,05$) en el tiempo, cosa no observada en los puyes de Rucaco. No se observaron tendencias significativas ($p>0,05$) - ya sea a disminuir o aumentar en el tiempo - en las concentraciones de AOX medidas en los puyes del área de estudio.

Dioxinas yFuranos

- No se encontraron diferencias inter anuales significativas ($p>0,05$), en las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT), medidas en los puyes del área de estudio. Por el contrario, los resultados de las comparaciones entre estaciones, muestran que las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en los puyes recolectados en Punucapa, que en los de Ciruelos y Rucaco. Por su parte Las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) en los puyes del área de estudio, son considerablemente inferiores a las reportadas en la literatura o al máximo permitido por la Unión Europea, para peces de consumo humano (WHO TEF 2006 = 0,0035 ng/g).

- No se encontraron diferencias significativas, al comparar las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs, medidas en los puyes de Ciruelos y Rucaco. No obstante esto, los resultados de los análisis de regresión, muestran los siguientes aumentos significativos ($p<0,05$), desde el inicio de este Programa de Monitoreo: i) EQTs (ng/g) en los puyes de Ciruelos y Rucaco, y ii) Dioxinas (ng/g EQT) en los puyes de Rucaco. No se observaron tendencias significativas ($p>0,05$) en relación a que Dioxinas, Furanos y EQTs en los puyes de Punucapa, hayan disminuido o aumentado en el tiempo.

- En general y de modo intermitente, se ha detectado la presencia de las Dioxinas 2.3.7.8 (TCDD) y 1.2.3.7.8 (PeCDD), así como la de los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF, en los puyes del área de estudio. No se observa una tendencia definida en cuanto a la frecuencia de detección de los compuestos arriba mencionados acorde el sitio de recolección de los puyes.

Hitos relevantes

Los párrafos siguientes, resumen los hitos más relevantes en cuanto a conclusiones se refiere:

- El hecho de que las concentraciones de Mercurio sean más altas en los puyes de Ciruelos y Rucaco (cuyas concentraciones no difirieron significativamente ($p>0,05$) entre estos dos sitios) - cuando son comparadas con las de los puyes de Punucapa - y que las concentraciones de Cobre sean significativamente más altas en los puyes de Punucapa *versus* las de los peces de Ciruelos y Rucaco, permite hipotetizar que: i) las mayores concentraciones de Mercurio en los puyes de Ciruelos y Rucaco, dice relación con alguna actividad industrial, que ocurre más arriba de las instalaciones de la Planta Valdivia de Arauco en Mariquina, y ii) las mayores concentraciones de Cobre en los puyes de Punucapa, dice relación con alguna actividad industrial que ocurre aguas abajo de las instalaciones de la Planta Valdivia de Arauco en Mariquina.

- Se ha detectado periódicamente la presencia de AOX, Dioxinas y Furanos en los puyes estudiados. No obstante, las concentraciones de AOX no difieren significativamente al comparar puyes de Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Por su parte, las de Dioxinas y Furanos (ng/g EQT) y Equivalentes Tóxicos Totales (ng/g) de los puyes de Punucapa, son significativamente más altas ($p<0,05$) que las detectadas en puyes de Ciruelos y Rucaco.

REFERENCIAS

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S *et al.* (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. Reviews in Fish Biology and Fisheries 14: 11–19. https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551

Aguilar I (2005) Estimación y monitoreo de los peces como indicadores del uso sostenible del agua en cuencas hidrológicas. Revista Digital Universitaria UNAM, México DF, vol 6, p 14.

Ali H, Khan E (2018) Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. Environmental Chemistry Letters 16: 903 – 917. https://doi.org/10.1007/s10311-018-0734-7

Alix M, Kjesbu OS, Anderson KC (2020) From gametogenesis to spawning: How climate-driven warming affects teleost reproductive biology. Journal of Fish Biology 97: 607–632. https://doi.org/10.1111/jfb.14439

Angert AL, Huxman TE, Chesson P et al. (2009). Functional tradeoffs determine species coexistence via the storage effect. Proceedings National Academy of Sciences USA 106: 11641–11645. https://doi.org/10.1073/pnas.0904512106

Arismendi I, Penaluna B (2009) Peces nativos en aguas continentales del sur de Chile, Iniciativa Científica Milenio (ICM), p 53.

Arratia G (1981) Géneros de peces de aguas continentales de Chile. Museo Nacional de Historia Natural, Chile 34:1-108.

Arratia G (1987) Description of the primitive family Diplomystidae (siluriformes, Teleostei, Pises): morphology, taxonomy and phylogenetic implications. Bonner Zoologische Monographien N° 24. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn.

Barbarossa V, Bosmans J, Wanders N, King H, Bierkens MFP, Huijbregts MAJ, Schipper AM (2021). Threats of global warming to the world's freshwater fishes. Nature Communications 12:1701. doi: 10.1038/s41467-021-21655-w.

Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography 19: 134 – 143. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

Baselga A, Orme D, Villeger S et al. (2023). betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.6

Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1 - 48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Boulton A (1999) An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater Biology 41(2):469-479.

Brodersen J, Nicolle A, Nilsson PA et al. (2011) Interplay between temperature, fish partial migration and trophic dynamics. Oikos 120: 1838 - 1846. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19433.x

Brönmark C, Brodersen J, Chapman BB et al. (2010) Regime shifts in shallow lakes: the importance of seasonal fish migration. Hydrobiologia 646, 91-100. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0165-3

Brönmark C, Skov C, Brodersen J et al. (2008) Seasonal migration determined by a trade-off between predator avoidance and growth. PLOS ONE 3: e1957. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001957

Butchart SHM et al. (2010) Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines.Science 328: 1164 – 1168. DOI:10.1126/science.1187512

Campos H (1982) Sistemática del género Cheirodon (Pisces: Characidae) en Chile, con descripción de una nueva especie. Análisis de multivarianza. Studies in Neotropical Fauna and Environment 17(2-3):129-162.

Campos H (1984) Los géneros de Atherinidos (Pises: Atherinidae) del sur de Sudamerica. Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales 13:71-84.

Campos H, Gavilan J (1996) Diferenciación morfológica entre Percichthys trucha y Percichthys melanops (Perciformes: Percichthyidae) entre 36° y 41° LS (Chile y Argentina), a través de análisis multivariados. Gayana Zoología 60: 99 – 120.

Campos H, Ruiz V, Gavilan JF, Alay F (1993) Pesci del fiume Biobío. Pubblicazione di divulgazione, vol 5:7-100.

Cardinale B, Duffy J, Gonzalez A. et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486: 59 – 67. https://doi.org/10.1038/nature11148.

Chao A, Hu K (2022) iNEXT.4steps: four steps of INterpolation and EXTrapolation analysis. R package version 1.0.1.

Chao A, Jost L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology 93: 2533 – 2547. https://doi.org/10.1890/11-1952.1

Chao A, Kubota Y, Zelený D, *et al*. (2020) Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. Ecological Research 35: 292 – 314.

Chea R, Lek S, Ngor P, Grenouillet G (2017) Large-scale patterns of fish diversity and assemblage structure in the longest tropical river in Asia. Ecology of Freshwater Fish 26: 575 – 585. https://doi.org/10.1111/eff.12301

Chesson P (2000) Mechanisms of maintenance of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 343 – 366. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ et al. (2012) Models and estimators linking individual-based and sample- based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. Journal of Plant Ecology 5: 3 – 21. https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044

Comisión Europea. 2006. amending Regulation (EC) No 466/2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs as regards dioxins and dioxin-like PCBs. Oficial Journal of the European Union, 32/34-32/38.)

Cowx IG, Collares-Pereira MJ (2002). Freshwater fish conservation: options for the future. Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future 443-452.

Davis WS, Simon TP (1995). Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC Press, Florida, p 432.

Dornelas M, Magurran AE, Buckland ST, et al. (2013) Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. Proceedings Royal Society B 280: 20121931. DOI: 10.1098/rspb.2012.1931.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO et al. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews 81: 163 – 182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

Dudgeon D. (2019) Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. Current Biology 29: R960 – R967. doi: 10.1016/j.cub.2019.08.002.

Dyer BS (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.

Dyer BS (2000) Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. Estudios Oceanológicos 19:77-98.

Faush KD, Lyons J, Karr JR, Angermeier PL (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium 8(1):123-144.

Florencio M, Díaz-Paniagua C, Serrano L (2016) Relationships between hydroperiod length, and seasonal and spatial patterns of beta-diversity of the microcrustacean assemblages in Mediterranean ponds. Hydrobiologia 774: 109 – 121. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2515-7

Fraser GS, Bestgen KR, Winkelman DL, Thompson KG (2019), Temperature—Not Flow—Predicts Native Fish Reproduction with Implications for Climate Change. Transactions of the American Fisheries Society 148: 509 – 527. https://doi.org/10.1002/tafs.10151

Griffith AW, Gobler CJ (2020) Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. Harmful Algae 91: 101590. https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.008.

Habit E, Dyer B, Vila I (2006) Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. Gayana Concepción 70(1):100-113.

Harper M, Mejbel HS, Longert D et al. (2021). Twenty-five essential research questions to inform the protection and restoration of freshwater biodiversity. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 31: 2632–2653. https://doi.org/10.1002/aqc.3634 https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102

Hutchinson GE (1961). The paradox of the plankton. American Naturalist 95: 137 – 145.
Jaureguiberry P et al. (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. Science Advances 8: eabm9982. DOI:10.1126/sciadv.abm9982

Jaureguizar AJ, Solari A, Cortés F (2016) Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. Journal of Fish Biology 89: 569 – 600. https://doi.org/10.1111/jfb.12975

Karl, H., Ruoff, U., and Blüthgen, H. 2002. Levels of dioxins in fish and fishery products on the German market. Chemosphere. 49(7), 765-773, doi: 10.1016/S0045-6535(02)00399-5.
Kestemont P, Dider J, Depiereux E, Micha JC (2000) Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. Archives für Hydrobiologie Supplement 121(3):321-348.

Kindong R, Wu J, Gao C. et al. (2020) Seasonal changes in fish diversity, density, biomass, and assemblage alongside environmental variables in the Yangtze River Estuary. Environmental Science and Pollution Research 27: 25461 – 25474. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08674-8

Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB (2017). lmerTest package: Tests in Langer TA, Murry BA, Pangle KL et al. (2016) Species turnover drives β-diversity patterns across multiple spatial and temporal scales in Great Lake Coastal Wetland Communities. Hydrobiologia 777: 55 – 66. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2762-2
Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB (2017). *lmerTest* package: Tests in linear mixed effects models. J. Stat Soft 82: 1-26.

Loreau M, Hector A, Isbell F (2022) The ecological and societal consequences of biodiversity loss. ISTE.

Maasri A, Jähnig SC, Adamescu MC et al. (2022) A global agenda for advancing freshwater biodiversity research. Ecology Letters 25: 255 – 263. https://doi.org/10.1111/ele.13931

Magurran AE, Baillie SR, Buckland ST, Dick JM, Elston DA, Scott EM, Smith RI, Somerfield PJ, Watt AD. (2010) Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. Trends in Ecology & Evolution 25: 574 – 582. doi: 10.1016/j.tree.2010.06.016.

Mathias A, Chesson P (2013). Coexistence and evolutionary dynamics mediated by seasonal environmental variation in annual plant communities. Theoretical Population Biology 84: 56 –71. https://doi.org/10.1016/j.tpb.2012.11.009

Mcdowall RM, Taylor MJ (2000) Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. Environmental Management 25(4):357-374.

Mellard JP, Audoye P, Loreau M (2019) Seasonal patterns in species diversity across biomes. Ecology100: e02627. https://doi.org/10.1002/ecy.2627

Mikolajczyk, S., Warenik-Bany, M., Maszewski, M., and Pajurek, M. 2020. Dioxins and PCBs – Environment impact on freshwater fish contamination and risk to consumers. Env. Poll, 236 (B), 1-11, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114611.

Nichols J, Williams B (2006) Monitoring for conservation. Trends in Ecology & Evolution 21: 668 – 673. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007

Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher JP (2002) Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. Freshwater Biology 47(9):1720-1734.

Paller M, Reichert M, Dean J, Seigle J (2000) Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. Ecological Engineering 15:S171-S187.

Pequeño G (1981) Peces de las riberas estuariales del Río Lingue, Chile. Cahiers de Biologie Marines Roscoff 22:141-163.

Pereira HM & Cooper D (2006). Towards the global monitoring of biodiversity change. Trends Ecology and Evolution 21: 123–129. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.015
Polak-Juszczak, L., Szlinder-Richert, J., Usydus, Z., & Komar-Skotnicka, A. (2022). Levels, time trends, and distribution of dioxins and polychlorinated biphenyls in fishes from the Baltic Sea. *Chemosphere, 306*, 135614. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135614.

Posthuma L, Zijp MC, De Zwart D et al. (2020) Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. Scientific Reports 10: 14825. https://doi.org/10.1038/s41598-020-71537-2

R Core Team. 2022 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Reid AJ, Carlson AK, Creed IF et al. (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. Biological Reviews 94: 849

Ruiz VH, Marchant M (2004) Ictiofauna de aguas continentales de Chile. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, p 356.

Scott MC, Hall Jr LW (1997) Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. Transactions of the American Fisheries Society 126(3):349-360.

Shimadzu H, Dornelas M, Henderson PA et al. (2013) Diversity is maintained by seasonal variation in species abundance. BMC Biology 11: 98 https://doi.org/10.1186/1741-7007-11-98

Soto-Galera E, Díaz-Pardo E, López-López E, Lyons J (1998) Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. Aquatic Ecosystem Health & Management 1(3-4):267-276.

Spacie A, Hamelink JL (1979) Dynamics of trifluralin accumulation in rivers fishes. Environmental Science and Technology 13(7):817-822.

Strokal M, Bai Z, Franssen W et al. (2021) Urbanization: an increasing source of multiple pollutants to rivers in the 21st century. npj Urban Sustainability 1: 24. https://doi.org/10.1038/s42949-021-00026-w

Teichert N, Lepage M, Chevillot X et al. (2018) Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. Journal of Biogeography 45: 406 – 417. https://doi.org/10.1111/jbi.13133

Tredennick AT, Adler PB, Adler FR (2017). The relationship between species richness and ecosystem variability is shaped by the mechanism of coexistence. Ecology Letters 20: 958 –968. https://doi.org/10.1111/ele.12793

Van den Berg M, et al. (1998). Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. Environ Health Perspect 106:775–792.

Van den Berg M, et al. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian TEFs for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol Sci 93(2):223–241.

Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE (2003) Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology 13: 57 – 149. https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6

Velázquez-Velázquez E, Vega-Cendejas ME (2004) Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. Biodiversitas 57:12-15.

Vila I, Fuentes L, Contreras M (1999) Peces límnicos de Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural 48:61-75.

Vila-Gispert A, García-Berthou E, Moreno-Amich R (2002) Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects of human disturbances. Aquatic Sciences 64(2):163-170.

Wang L, Lyons J, Kanehi P, Bannerman R, Emmons E (2000) Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. Journal of the American Water Resources Association 36(5):1173-1175.

Wang X, Daigger G, de Vries W. et al. (2019) Impact hotspots of reduced nutrient discharge shift across the globe with population and dietary changes. Nature Communications 10: 2627. https://doi.org/10.1038/s41467-019-10445-0

Wen Y, Schoups G, van de Giesen N (2017) Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. Scientific Reports 7: 43289. https://doi.org/10.1038/srep43289

Wichert G, Rapport D (1998) Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. Environmental Management 22(3):425-443.

Woodward J, Li J, Rothwell J et al. (2021) Acute riverine microplastic contamination due to avoidable releases of untreated wastewater. Nature Sustainability 4: 793 – 802. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00718-2

Zbinden ZD, Matthews WJ (2017) Beta diversity of stream fish assemblages: partitioning variation between spatial and environmental factors. Freshwater Biology 62: 1460 – 1471. https://doi.org/10.1111/fwb.12960

ANEXO

Tabla 1. Estimadores asintóticos y empíricos de diversidad para q = 0 (riqueza de especies), q = 1 (diversidad de Shannon), y q = 2 (diversidad de Simpson). O = otoño, P = primavera.

Diversidad	*q* = 0	*q* = 1	*q* = 2
Ciruelos (O)			
Asintótica	9	2.4	1.6
Empírica	9	2.4	1.6
Sin detectar	0	0	0
Ciruelos (P)			
Asintótica	9	3.7	2.5
Empírica	9	3.7	2.5
Sin detectar	0	0	0
Rucaco (O)			
Asintótica	10	3.1	2
Empírica	10	3.1	2
Sin detectar	0	0	0
Rucaco (P)			
Asintótica	9	4.1	2.8
Empírica	9	4.1	2.8
Sin detectar	0	0	0
Pichoy (O)			
Asintótica	10	2.9	2.5
Empírica	7	2.9	2.5
Sin detectar	3	0	0
Pichoy (P)			
Asintótica	10	3.1	2.9
Empírica	7	3.1	2.9
Sin detectar	3	0	0
Punucapa (O)			
Asintótica	5	2.5	2
Empírica	5	2.5	2
Sin detectar	0	0	0
Punucapa (P)			
Asintótica	8	2.5	1.9
Empírica	9	2.5	1.9
Sin detectar	1	0	0

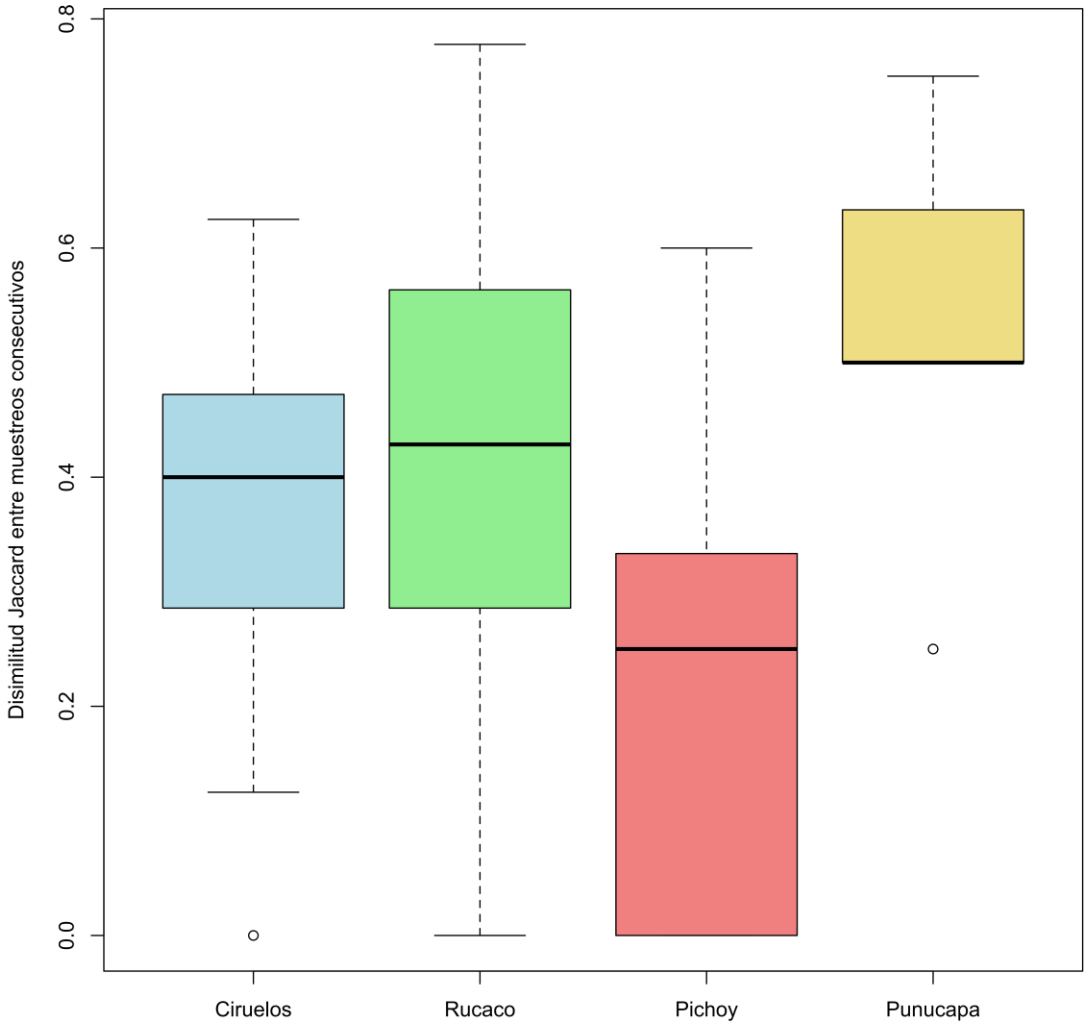


Figura 1. Gráficos de caja de la disimilitud de Jaccard en las localidades estudiadas. Los datos de disimilitud para cada localidad corresponden a la disimilitud entre un par de muestreos temporales (t → t+1) consecutivos válidos, definidos como transiciones de otoño a primavera dentro del mismo año o de primavera a otoño del año siguiente.

4.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS

ANTECEDENTES

Los sedimentos no consolidados (gravas, arenas, fangos y combinaciones de estos) que forman parte del fondo o del lecho de áreas costeras y ribereñas, presentan un alto dinamismo físico, debido principalmente al movimiento del agua. Estos sedimentos sustentan una variada fauna de macroinvertebrados bentónicos, (o macroinfauna bentónica) cuyas abundancias poblacionales y riqueza de especies, están estrechamente relacionadas a las características físicas de los mismos (*e.g*., Anderson *et al*., 2004; Gray, 1974).

Los macroinvertebrados bentónicos son frecuentemente utilizados como indicadores ambientales de integridad biológica, además de ser empleados para evaluar la calidad del agua e identificar causas de alteraciones ambientales, tanto en ambientes lénticos (lagos) o lóticos (ríos) (*cf*. Rhoads & Boyer, 1982). Las respuestas poblacionales de estos organismos están en función a efectos sinérgicos o antagónicos del pasado reciente (*e.g.,* contaminantes agrícolas, domésticos, industriales, mineros), que influyen adversamente sobre las funciones fisiológicas, bioquímicas y reproductivas de las especies. Adicionalmente, el análisis de los cambios en la estructura de la comunidad (*i.e.,* riqueza de especies y abundancias) y la función de estos macroinvertebrados bentónicos permite conocer tendencias de cambios temporales en el ambiente acuático.

En este Capítulo se analizan los resultados del Programa de Continuidad Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios 2023-2025 en cuanto a estructura comunitaria de la macroinfauna de fondos sedimentarios se refieren. Estos resultados se comparan, además, con los obtenidos durante el Programa de Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios y durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

OBJETIVOS

- Estudiar la distribución espacial de la macroinfauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos sedimentarios submareales del HRC, durante el otoño y primavera del año 2024.
- Analizar la riqueza de especies y abundancia de la macroinfauna durante el mismo período.
- Estudiar la relación entre esa macroinfauna y la textura, potencial redox y el contenido de materia orgánica del sedimento durante el año 2024.
- Analizar relaciones fauna & sedimento.
- Comparar los resultados obtenidos durante las campañas de otoño y primavera del año 2024 con los datos obtenidos durante los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

METODOLOGIAS

Obtención de las muestras de macroinfauna y sedimentos

Los muestreos de la macroinfauna bentónica se realizaron los días 31 de mayo y 9 de noviembre (campaña de otoño y primavera respectivamente) en los tres sitios de estudio que se muestran en la Figura 4.3.1: río Cruces, sectores Fuerte San Luis y Punucapa y río Pichoy, tributario del HRC. Los muestreos diseñados para análisis de textura, contenido de materia orgánica, pH y potencial redox del sedimento, se realizaron en las mismas estaciones seleccionadas para obtención de la macroinfauna bentónica.

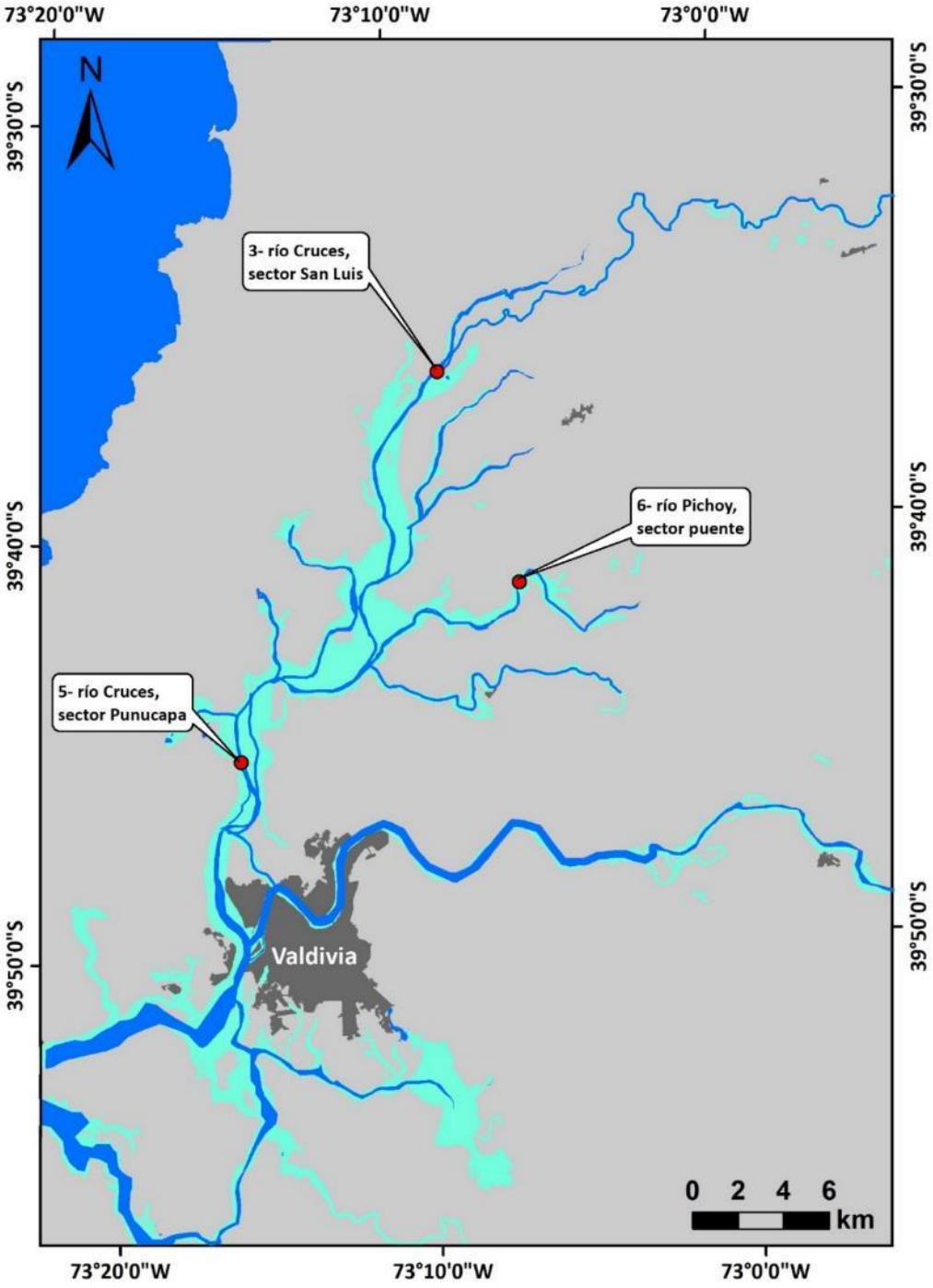


Figura 4.3.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el estudio de la macroinfauna bentónica de fondos sedimentarios submareales.

Los muestreos se realizaron a aproximadamente dos metros de la ribera de cada sitio de muestreo (*circa* 2 m de profundidad) mediante buceo semiautónomo con sistema Hooka. Este es un sistema que entrega aire al buzo desde una máquina instalada a bordo de una embarcación. La máquina está constituida por un motor de combustión interna o compresor que toma aire del ambiente, lo introduce en un tanque y por medio de un regulador de presión, lo envía vía una manguera plástica al buzo.

Se utilizaron cilindros plásticos de 7,5 cm de diámetro enterrados a una profundidad de aproximadamente 10 cm en el sedimento. Estos cilindros fueron cubiertos con tapas (en ambos extremos) previamente marcados y llevados por el buzo a la embarcación de muestreo. Se obtuvieron cuatro réplicas para análisis de sedimento y cuatro para análisis de macroinfauna bentónica.

Tratamiento preliminar de las muestras y mediciones *ex situ* pH y redox

El sedimento recolectado manualmente para los análisis texturales se guardó en frío en bolsas plásticas previamente rotuladas. Las cuatro muestras recolectadas para análisis de macroinfauna, se mantuvieron en formalina con agua del ambiente natural al 10%, para posteriormente ser filtradas en mallas de 500 µm de trama. El residuo se conservó para su posterior identificación y recuento de macroinvertebrados bentónicos bajo lupa estereoscópica modelo Olympus S251. La identificación de los taxa se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible. En cada uno de los sitios de muestreo se recolectaron además sedimentos para mediciones de pH y potencial de óxido reducción (redox). Para ello se utilizó una sonda multiparamétrica Orion Star A221 con sonda Hanna Instrument Hi 3230 para mediciones *ex situ* enterrada a una profundidad de 3 cm en el sedimento.

Textura, granulometría de la arena y contenido de materia orgánica del sedimento

Los análisis texturales se realizaron siguiendo la metodología de tamizado en húmedo (Anderson *et al*., 1981). Una porción de las muestras se tamizó en húmedo a través de coladores de 2000 y 63 µm de abertura de trama, para separar las fracciones grava (partículas de diámetro mayor a 2 mm), arena y agregados biogénicos (partículas entre 2000 y 63 µm) y fango (partículas inferiores a 63 µm). La fracción arena y agregados biogénicos se trató con ultrasonido durante 30 minutos y se tamizó a través de un colador de 63 µm, con el objetivo de separar la fracción arena de los agregados biogénicos. Estos últimos están representados primariamente por agregados fecales y restos de tubos habitacionales de gusanos anélidos. Posteriormente, estas fracciones se secaron (60°C por 24 horas) e incineraron (550°C por 6 horas). A partir de cálculos de diferencia de peso, se determinaron los porcentajes de materia orgánica (materia orgánica carbonosa o combustible) para cada una de las fracciones (Byers *et al.,* 1978).

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 réplicas mediante cálculos de diferencias de peso (Byers *et al*., 1978).

La fracción arena se analizó granulométricamente por medio de velocidad de decantación de las partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973), estimándose el estadígrafo tamaño medio de la partícula de arena.

Análisis estadísticos

Para evaluar eventuales diferencias en las características texturales, granulométricas, contenido de materia orgánica, pH y redox de los fondos sedimentarios estudiados, se llevaron a cabo análisis de regresión lineal entre valores porcentuales y

tiempo; cuando la prueba evidenció diferencias significativas en el tiempo ($p< 0,05$), estás fueron expuestas en las figuras correspondientes a la variable analizada con su respectivo valor de R^2 y p.

Las abundancias de la macroinfauna de cada sitio se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies e Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977). Estos parámetros fueron sometidos a los mismos análisis de correlación descritos anteriormente.

Relaciones fauna-sedimento

Las relaciones fauna-sedimento en el área de estudio se analizaron mediante análisis de correlación de Pearson. El objetivo de este análisis es evaluar el grado de relación entre el número de especies, diversidad, abundancia total de la macroinfauna (parámetros biológicos) y las características sedimentológicas (parámetros físicos).

RESULTADOS

Textura, granulometría de la arena, contenido de materia orgánica total, pH y potencial de óxido reducción en los fondos sedimentarios

Las Tablas 4.3.1 a 4.3.5 muestran los valores porcentuales de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, en los sedimentos analizados. A su vez, las Tablas 4.3.6 a 4.3.8 presentan los valores de tamaño medio de las partículas de arena, pH y redox correspondientes a la campaña realizada durante el otoño y la primavera del año 2024.

Grava

Durante el año 2024 está fracción textural (>2000 µm) no estuvo presente durante las campañas de otoño y primavera en ninguno de los sedimentos de los sitios de estudio (Tabla 4.3.1). Desde el año 2014, esta fracción ha estado escasamente representada en los sedimentos (<3%). Solo se han registrados dos valores altos, uno en la primavera del año 2015 en el sector de Punucapa donde se registró un valor de 32,1% y durante el otoño del año 2022 que alcanzó a 40,8% en el sector de San Luis (Tabla 4.3.1). No se detectó una tendencia inter anual significativa (p>0,05) al aumento o disminución de la grava en los sedimentos analizados durante todo el periodo de estudio (Fig. 4.3.2).

Tabla 4.3.1. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, el otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Grava (%)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2015	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2015	0,0 (0,0)	32,1 (41,0)	0,0 (0,0)
otoño 2016	0,4 (0,2)	0,2 (0,1)	0,0 (0,0)
primavera 2016	0,0 (0,0)	1,1 (2,1)	0,3 (0,5)
otoño 2017	1,4 (1,6)	0,3 (0,4)	0,0 (0,0)
primavera 2017	0,4 (0,5)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)
otoño 2018	1,0 (0,9)	0,3 (0,4)	0,1 (0,2)
primavera 2018	0,9 (1,4)	0,1 (0,1)	0,3 (0,4)
otoño 2019	3,0 (5,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2019	0,1 (0,3)	0,2 (0,2)	0,0 (0,0)
invierno 2020	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2021	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2021	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2022	40,8 (48,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2022	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2023	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2023	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2024	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2024	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

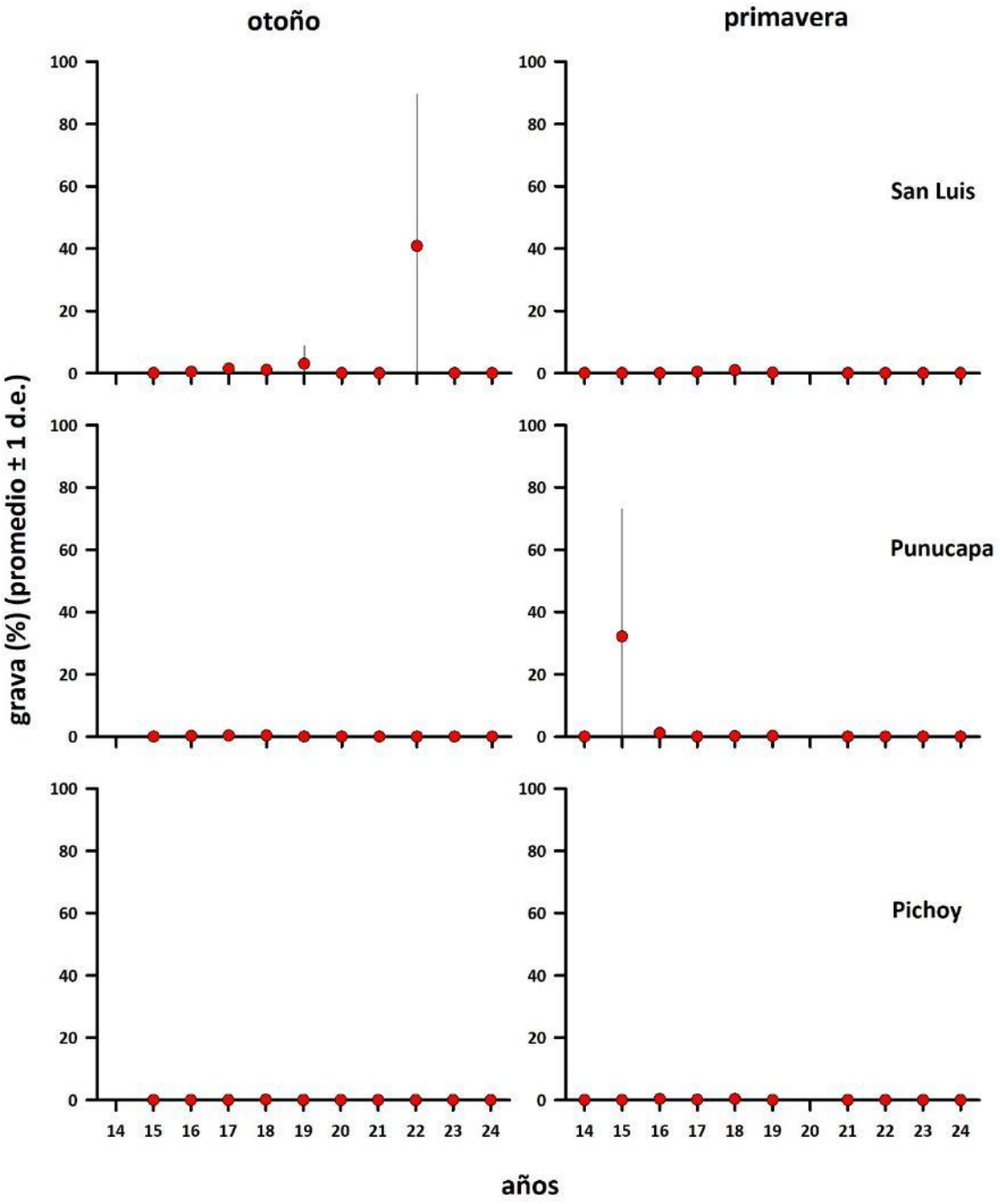


Figura 4.3.2. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Arena

Durante las campañas del año 2024, la fracción textural arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 µm), presentó su mayor valor porcentual en el río Pichoy (92,9%) durante la campaña de primavera (Tabla 4.3.2), valor más alto alcanzado en todo el período en los tres sitios de estudio. El sector de Punucapa, ha sido el sitio que ha presentado las proporciones más bajas de arena (Tabla 4.3.2), aun cuando la variabilidad inter anual en los valores porcentuales de esta fracción en los sedimentos analizados; no mostraron tendencias significativas a la disminución ($p>0,05$) (Fig.4.3.3).

La Figura 4.3.3 muestra que no se ha observado una tendencia inter anual significativa ($p>0,05$) al aumento o disminución de la arena en los sedimentos analizados de los tres sitios de estudio.

Tabla 4.3.2. Valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

arena (%)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	69,1 (14,2)	39,0 (20,8)	77,5 (17,6)
otoño 2015	55,4 (28,3)	50,0 (17,1)	75,9 (14,2)
primavera 2015	31,9 (15,2)	44,1 (29,3)	47,2 (16,6)
otoño 2016	27,3 (19,0)	18,7 (19,9)	11,1 (7,3)
primavera 2016	6,7 (4,8)	19,9 (7,0)	26,6 (7,9)
otoño 2017	30,9 (17,1)	26,4 (7,2)	53,2 (34,4)
primavera 2017	38,1 (13,3)	20,2 (17,4)	29,4 (19,0)
otoño 2018	41,4 (13,3)	13,0 (10,6)	81,9 (26,7)
primavera 2018	44,4 (12,6)	14,6 (9,7)	33,5 (18,6)
otoño 2019	19,5 (11,1)	10,8 (3,7)	66,5 (25,0)
primavera 2019	42,9 (17,2)	11,8 (8,7)	33,5 (39,9)
invierno 2020	19,1 (13,5)	11,7 (2,3)	60,0 (27,0)
otoño 2021	28,1 (1,8)	20,3 (15,6)	11,5 (7,7)
primavera 2021	29,1 (4,9)	11,4 (9,3)	49,1 (23,0)
otoño 2022	25,2 (16,0)	39,0 (10,6)	56,2 (45,8)
primavera 2022	39,5 (8,6)	29,5 (21,7)	45,8 (22,9)
otoño 2023	33,7 (18,5)	27,5 (10,9)	33,0 (30,2)
primavera 2023	41,6 (39,9)	15,5 (2,7)	50,9 (23,2)
otoño 2024	51,2 (28,5)	10,6 (7,1)	17,2 (8,7)
primavera 2024	18,6 (5,8)	28,2 (18,8)	92,9 (6,6)

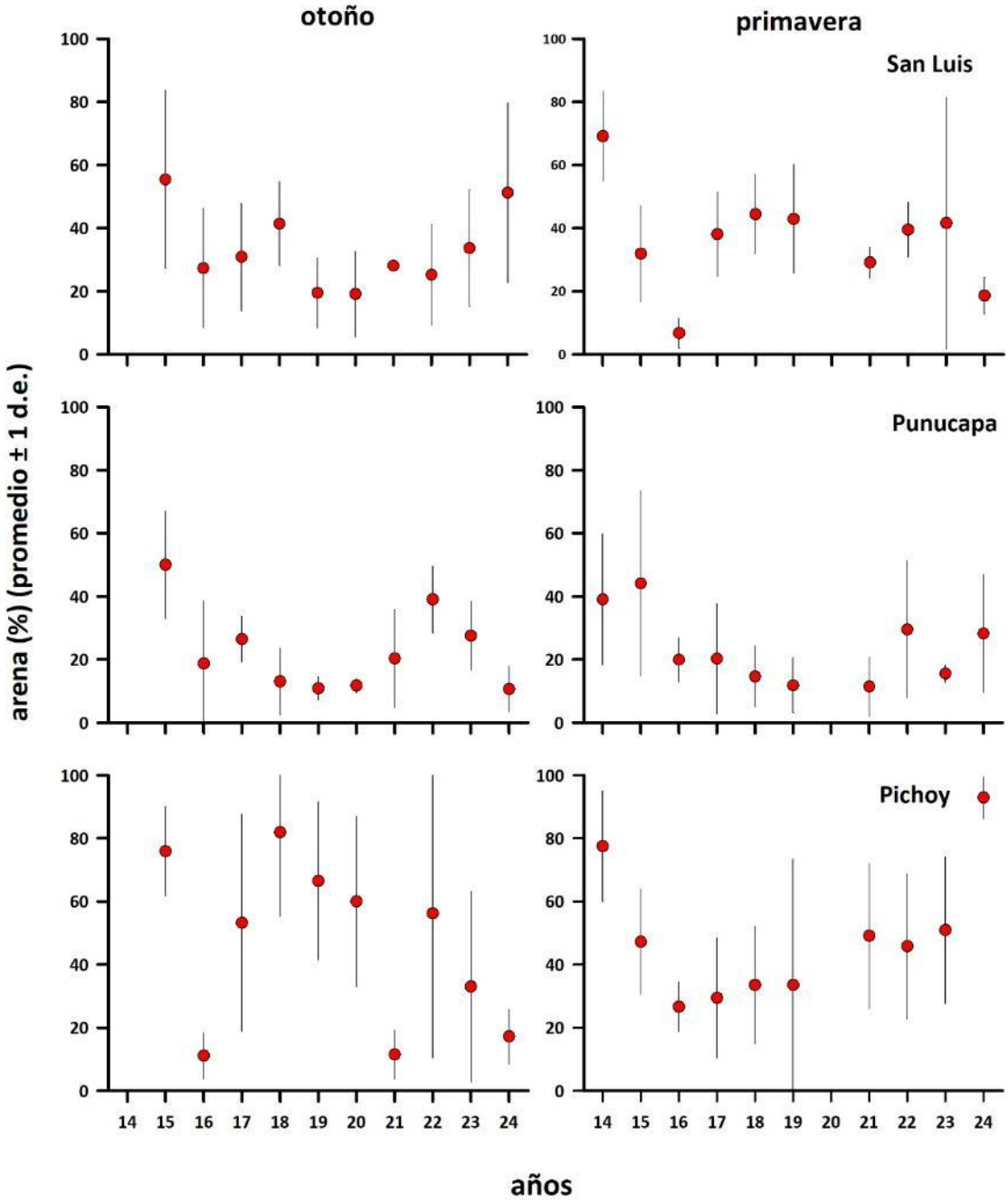


Figura 4.3.3. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Fango

Durante el año 2024, la fracción fango (partículas con diámetros inferiores a 63 µm), mostró valores en general, porcentuales más altos durante la campaña de otoño (>50,0%) con excepción de San Luis durante la campaña de primavera la cual registro un valor porcentual de 68,4% (Tabla 4.3.3). En tanto el valor más bajo (4,4%) hasta ahora registrado ocurrió durante la primavera en río Pichoy (Tabla 4.3.3).

Durante el período 2014-2023, la concentración más alta de fango se registró en el sector San Luis en la primavera del año 2016, Punucapa durante las campañas de otoño y primavera del año 2019, la primavera del año 2021 y en el río Pichoy durante el otoño del mismo año valores >80% (Tabla 4.3.3). Por otra parte, proporciones bajas de fango han ocurrió en los sedimentos del río Pichoy durante la primavera del año 2014 y el otoño del año 2018 (<15%), aun cuando no tan baja como la registrada durante la primavera del año 2024 (Tabla 4.3.3).

La Figura 4.3.4 muestra la variabilidad inter anual en los valores porcentuales de fango; no se detectó una tendencia inter anual significativa ($p>0,05$) al aumento o disminución de esta fracción en los sedimentos del área de estudio.

Tabla 4.3.3. Valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

fango (%)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	23,2 (15,9)	39,0 (18,9)	11,1 (7,9)
otoño 2015	38,4 (22,6)	48,4 (16,9)	21,7 (13,1)
primavera 2015	50,1 (7,1)	19,3 (19,4)	43,2 (12,1)
otoño 2016	37,4 (11,2)	50,5 (18,3)	54,8 (5,1)
primavera 2016	82,1 (8,2)	63,0 (13,1)	68,2 (9,5)
otoño 2017	36,3 (16,2)	59,2 (7,3)	21,9 (24,3)
primavera 2017	33,6 (9,9)	69,8 (18,9)	52,7 (13,2)
otoño 2018	45,1 (19,7)	79,6 (12,5)	13,8 (24,3)
primavera 2018	47,8 (8,9)	77,0 (11,5)	56,1 (12,3)
otoño 2019	67,7 (10,4)	81,9 (2,4)	28,9 (27,5)
primavera 2019	45,7 (16,9)	83,1 (12,8)	64,5 (40,8)
invierno 2020	73,3 (18,2)	77,2 (5,3)	32,7 (25,9)
otoño 2021	62,4 (2,6)	73,7 (16,4)	83,9 (8,4)
primavera 2021	60,7 (5,1)	83,3 (10,1)	42,6 (24,5)
otoño 2022	26,8 (29,1)	53,3 (9,1)	39,9 (46,1)
primavera 2022	53,8 (6,7)	60,3 (22,4)	48,0 (24,2)
otoño 2023	53,3 (19,0)	57,0 (18,3)	56,8 (25,8)
primavera 2023	42,7 (39,1)	72,8 (1,4)	39,6 (26,6)
otoño 2024	40,2 (28,0)	79,8 (6,3)	54,5 (9,7)
primavera 2024	68,4 (4,9)	59,3 (16,1)	4,4 (3,9)

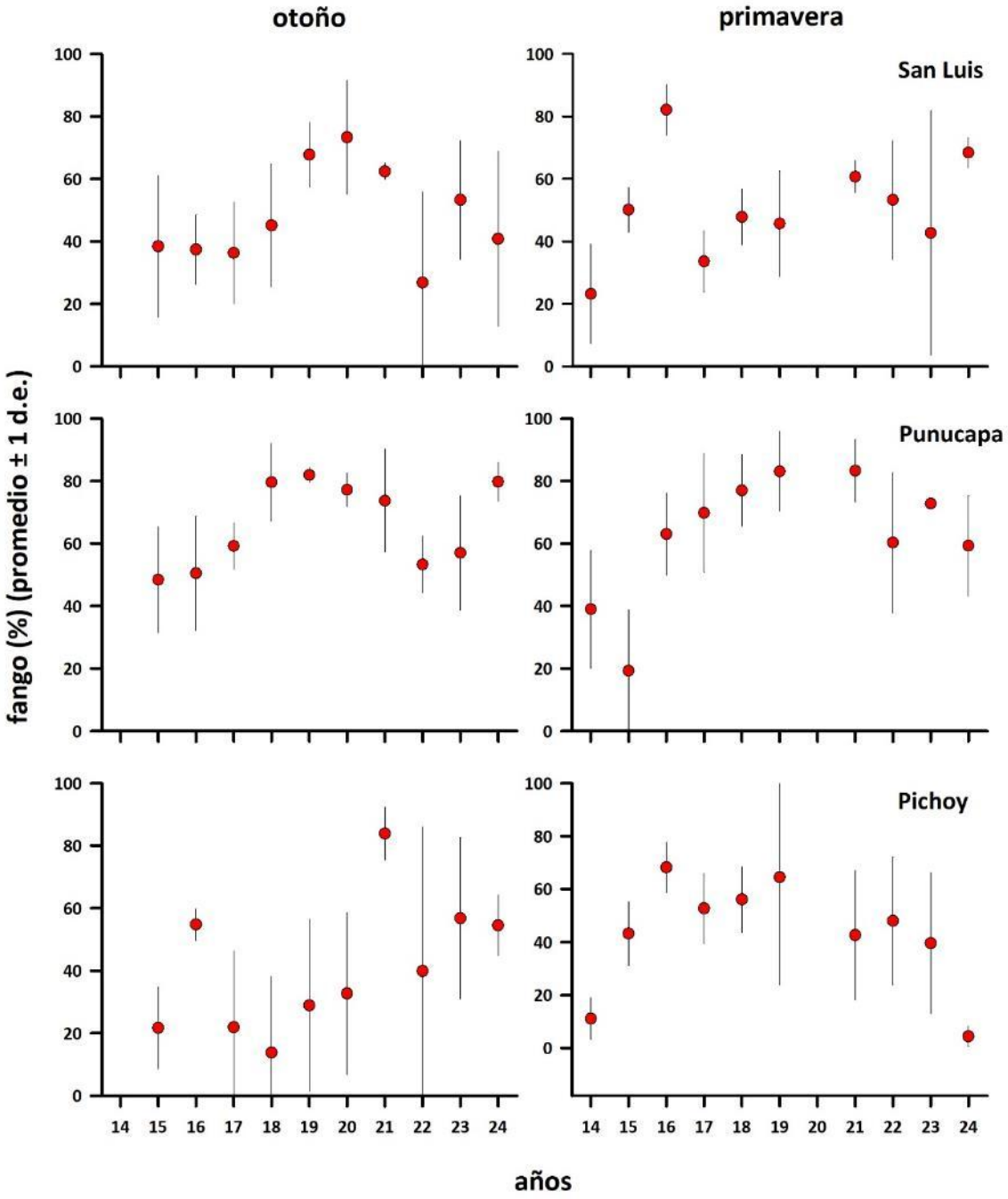


Figura 4.3.4. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Agregados biogénicos

Durante el año 2024, los agregados biogénicos presentaron valores extremos los cuales fluctuaron entre 28,3% y 2,8% en el otoño y la primavera en el río Pichoy respectivamente (Tabla 4.3.4).

Los valores de agregados biogénicos más altos registrados durante el período 2014-2022, (*circa* 30-35%) se presentaron en los sedimentos de San Luis, Punucapa y Pichoy durante el otoño del año 2016 y en los sedimentos de San Luis durante el otoño del año 2017 (Tabla 4.3.4). Por el contrario, los valores porcentuales más bajos se presentaron en los sedimentos de Punucapa durante el otoño del año 2015 y en Pichoy durante la primavera del año 2019 (<2%) (Tabla 4.3.4).

No se observaron tendencias significativas ($p>0,05$), al aumento o disminución inter anual de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio (Fig. 4.3.5).

Tabla 4.3.4. Valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

agregados biogénicos %	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	7,7 (3,7)	18,5 (14,6)	11,4 (10,7)
otoño 2015	6,3 (6,3)	1,7 (1,1)	2,5 (1,5)
primavera 2015	18,1 (13,0)	4,4 (2,1)	9,6 (6,6)
otoño 2016	34,9 (9,6)	30,6 (9,3)	34,1 (5,0)
primavera 2016	11,2 (3,4)	16,0 (4,6)	5,0 (1,3)
otoño 2017	31,5 (3,7)	14,1 (5,2)	24,8 (18,0)
primavera 2017	27,9 (3,4)	10,0 (7,7)	17,8 (11,3)
otoño 2018	12,5 (6,1)	7,1 (6,1)	4,2 (3,5)
primavera 2018	6,9 (3,6)	8,3 (6,8)	7,4 (6,5)
otoño 2019	9,9 (6,7)	7,2 (2,9)	4,6 (3,6)
primavera 2019	11,3 (1,5)	4,9 (4,1)	2,0 (1,0)
invierno 2020	7,6 (5,6)	11,2 (3,9)	7,3 (1,6)
otoño 2021	9,5 (3,2)	6,0 (1,2)	4,6 (2,3)
primavera 2021	10,3 (5,9)	5,3 (1,3)	8,3 (1,8)
otoño 2022	7,3 (9,6)	7,7 (3,6)	3,8 (1,8)
primavera 2022	6,6 (2,5)	10,2 (2,7)	6,2 (2,3)
otoño 2023	12,9 (2,1)	15,5 (7,7)	10,2 (4,5)
primavera 2023	15,7 (7,9)	11,7 (1,8)	9,5 (4,1)
otoño 2024	8,7 (1,5)	9,6 (1,3)	28,3 (4,8)
primavera 2024	13,1 (4,3)	12,5 (5,4)	2,8 (3,0)

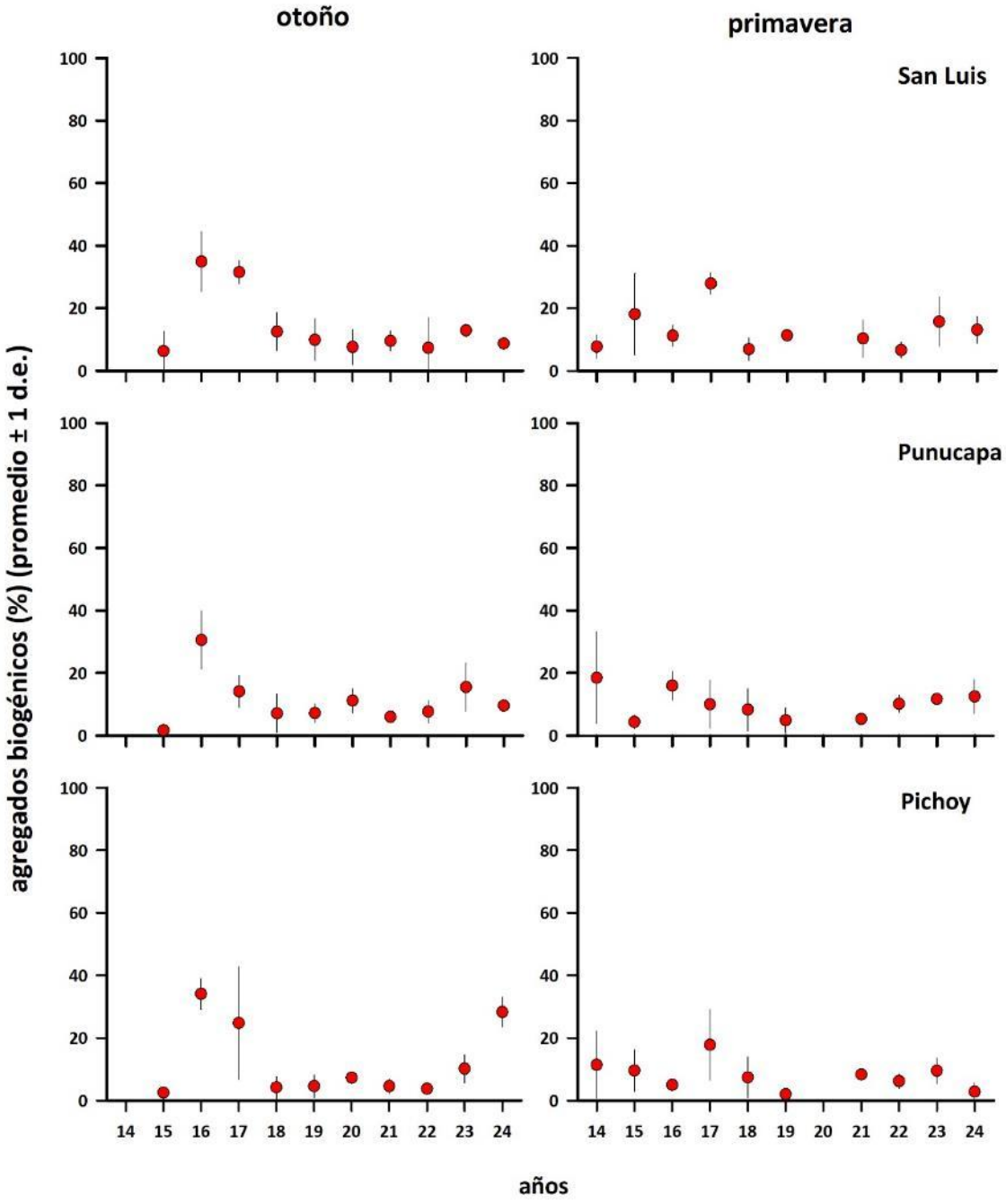


Figura 4.3.5. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y

primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1desviación estándar.

Materia orgánica total

Durante el año 2024, los valores promedio de materia orgánica total fueron más altos en el otoño del sector de Punucapa (20,1%), en tanto el porcentaje más bajo se registró en el río Pichoy y solo alcanzo a 3,4%.

Los valores más bajos registrados durante todo el periodo de estudio ocurrieron en la primavera de esta campaña de estudio y en el invierno del año 2020, ambos valores en el río Pichoy (3,4 y 3,8% respectivamente) (Tabla 4.3.5). Durante el período de estudio (2014-2024), las mayores proporciones de materia orgánica total ocurrieron en el sector San Luis durante la primavera del año 2016 (74,4%), seguido de valores del orden de 30% en Punucapa durante la primavera del año 2017 (Tabla 4.3.5).

La Figura 4.3.6 mostró tendencias inter anuales significativas ($p<0,05$) a la disminución de la materia orgánica total en los sedimentos del río Pichoy durante el periodo de primavera (Fig. 4.3.6).

Tabla 4.3.5. Valores porcentuales promedio de materia orgánica total en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) con desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

materia orgánica (%)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	14,8 (5,2)	12,7 (2,9	14,3 (10,1)
otoño 2015	15,1 (6,7)	11,6 (1,8)	9,2 (4,2)
primavera 2015	28,5 (2,5)	8,7 (4,5)	16,4 (5,6)
otoño 2016	16,8 (4,3)	16,1 (3,8)	21,6 (5,2)
primavera 2016	74,4 (9,7)	26,2 (7,2)	14,5 (22,5)
otoño 2017	24,0 (3,8)	14,0 (1,1)	16,4 (9,3)
primavera 2017	20,6 (8,7)	31, 8 (37,6)	15,9 (2,2)
otoño 2018	14,3 (1,9)	14,0 (1,5)	5,8 (4,7)
primavera 2018	13,8 (2,4)	13,9 (1,2)	12,3 (7,6)
otoño 2019	15,2 (5,1)	13,5 (1,1)	21,8 (31,0)
primavera 2019	12,4 (0,9)	15,9 (2,5)	7,0 (3,3)
invierno 2020	16,2 (4,1)	18,1 (1,2)	3,8 (3,0)
otoño 2021	10,2 (2,1)	11,1 (3,4)	14,1 (6,9)
primavera 2021	12,4 (1,5)	11,5 (3,7)	5,5 (1,6)
otoño 2022	13,8 (14,5)	10,8 (0,7)	7,1 (3,4)
primavera 2022	10,9 (1,7)	11,8 (1,8)	6,5 (3,6)
otoño 2023	12,1 (2,8)	25,4 (11,9)	10,1 (4,7)
primavera 2023	17,7 (11,7)	13,0 (0,5)	6,1 (2,9)
otoño 2024	16,2 (6,3)	20,1 (4,3)	18,3 (4,6)
primavera 2024	15,6 (2,4)	12,5 (2,8)	3,4 (1,7)

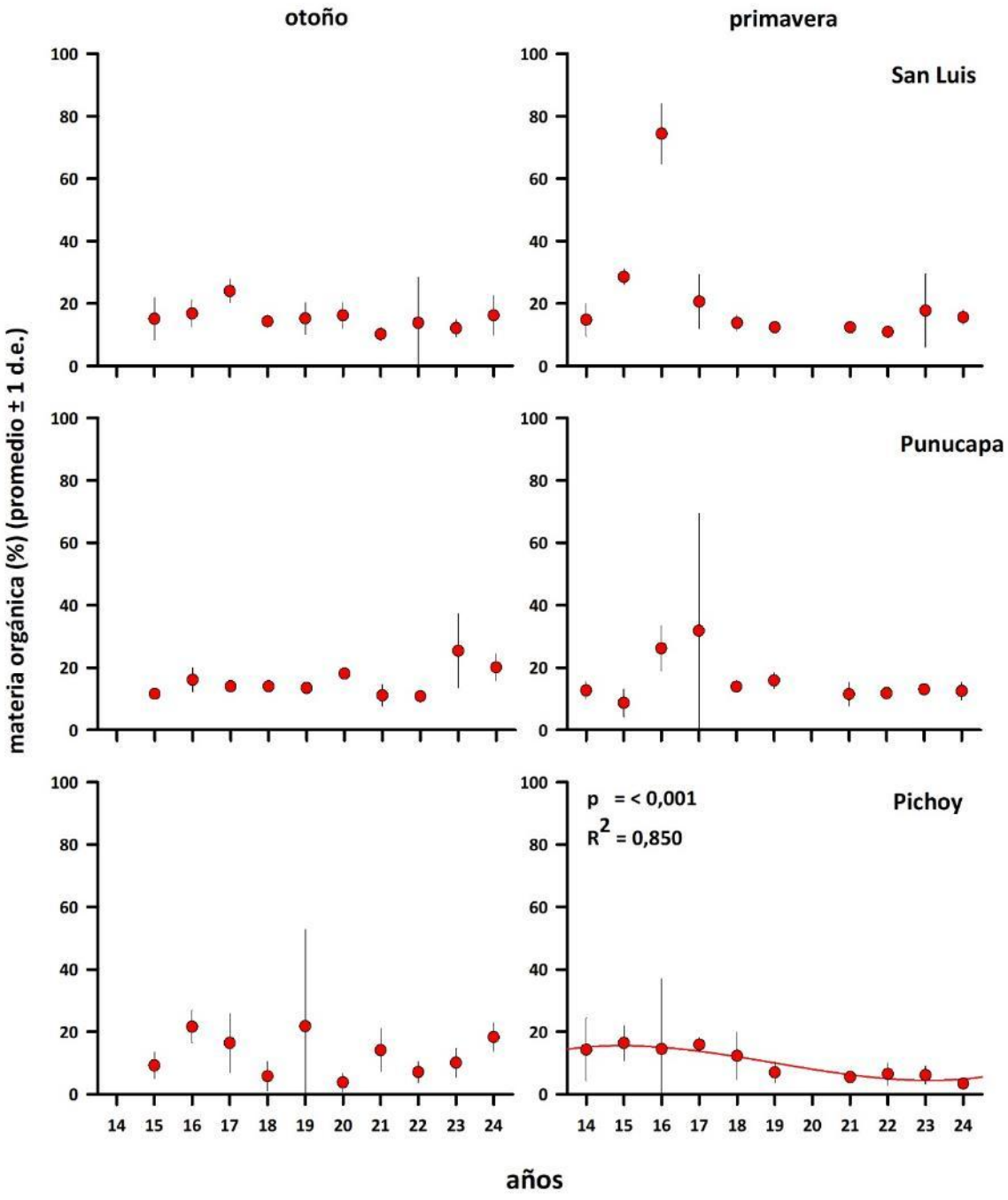


Figura 4.3.6. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de materia orgánica total contenida en los sedimentos de orilla del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 el invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R2 fueron significativos (*i.e.*, en Pichoy).

Tamaño medio de la partícula de arena

Las partículas de arenas contenidas en los fondos sedimentarios analizados durante el año 2024 presentaron tamaños de partículas en un rango de muy finas, finas y medias (Tabla 4.3.6). Los sedimentos presentaron primariamente partículas de tamaño fino (125-250 µm; *cf.*, Folk, 1980) (Tabla 4.3.6).

En general, durante todo el periodo de estudio se observan partículas cuyos tamaños caen en el rango de arenas finas y medias (250-500 µm; *cf.*, Folk, 1980), aun cuando desde el año 2020 se observa que los sedimentos presentaron primariamente partículas de tamaño fino (125-250 µm; *cf.*, Folk, 1980) (Tabla 4.3.6). En tanto, en el río Pichoy se ha venido observado un aumento en el tamaño de la partícula en los últimos cuatro años (Tabla 4.3.6 y Fig. 4.3.7).

La variabilidad inter anual del tamaño medio de la partícula de arena no mostró tendencias inter anuales significativas ($p>0,05$) a la disminución o aumento, en los sedimentos de los tres sitios de estudio (Fig. 4.3.7).

Tabla 4.3.6. Valores porcentuales promedio de tamaños de las partículas de arena en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. * = una sola réplica. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

tamaño de la arena (µm)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	237,9 (49,5)	253,3 (131,1)	237,9 (49,5)
otoño 2015	279,9 (31,5)	207,5 (107,5)	279,9 (31,5)
primavera 2015	340,8*	389,3 (176,1)	340,8*
otoño 2016	245,5 (86,8)	118*	245,5 (86,8)
primavera 2016	201*	237*	201*
otoño 2017	216,5 (45,0)	207,6 (42,4)	216,5 (45,0)
primavera 2017	235,2 (21,3)	169,2 (18,4)	235,2 (21,3)
otoño 2018	202,2 (25,9)	292,9 (180,6)	202,2 (25,9)
primavera 2018	187,8 (11,6)	168,9 (11,5)	187,8 (11,6)
otoño 2019	155,2 (26,4)	227,6 (221,3)	155,2 (26,4)
primavera 2019	219,4 (36,7)	277,5 (187,2)	219,4 (36,7)
invierno 2020	191,9 (17,9)	123,6 (7,1)	261,6 (24,0)
otoño 2021	139,6 (2,3)	145,4 (2,8)	143,0 (8,1)
primavera 2021	170,5 (29,2)	140,0 (6,0)	135,2 (6,5)
otoño 2022	256,2 (116,8)	129,7 (6,6)	278,7 (15,5)
primavera 2022	205,2 (49,7)	126,6 (2,3)	156,0 (11,0)
otoño 2023	280,6 (39,2)	160,4 (49,1)	235,9 (41,2)
primavera 2023	295,1 (22,2)	187,2 (38,4)	249,8 (43,5)
otoño 2024	239,4 (44,7)	121,1 (12,8)	172,4 (12,7)
primavera 2024	118,5 (9,9)	128,0 (15,8)	316,0 (23,3)

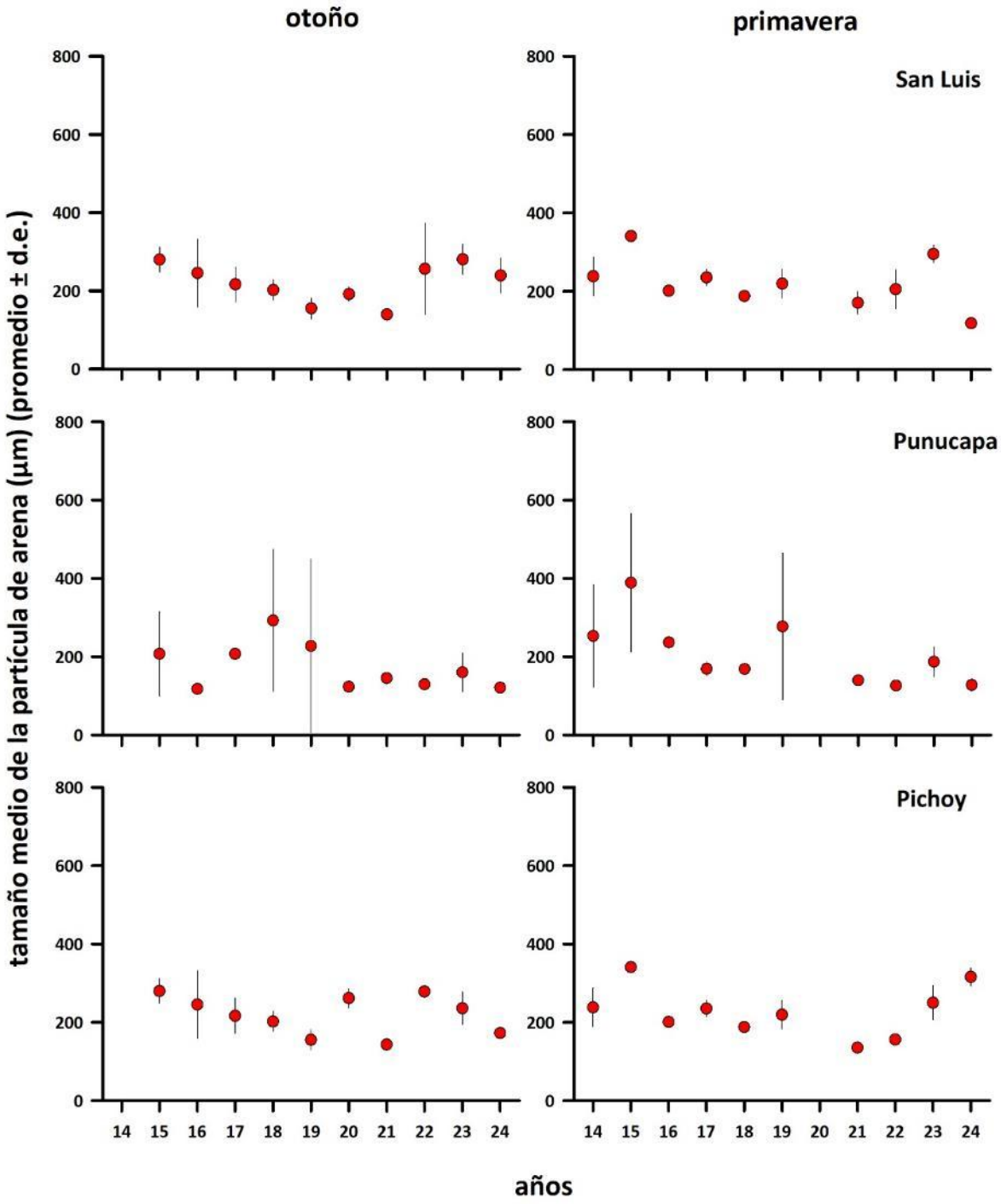


Figura 4.3.7. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio del tamaño medio de la partícula de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

pH

Durante el año 2024, los valores de pH fluctuaron entre 6,1 y 7,0 (otoño en los sedimentos de Pichoy y San Luis, respectivamente) (Tabla 4.3.7). El valor promedio más bajo de pH (5,3) se midió en los sedimentos del río Pichoy, durante el otoño del año 2022, a la vez que el valor promedio más alto ocurrió durante la primavera del año 2016 en los sedimentos del sector San Luis (8,2) (Tabla 4.3.7).

La variabilidad inter anual en la data de pH no mostró tendencias inter anuales significativas ($p<0,05$) a la disminución o aumento, en los sedimentos en el área de estudio (Fig. 4.3.8).

Tabla 4.3.7. Variabilidad del pH en los sedimentos de orilla del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

pH	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	6,4 (0,2)	6,6 (0,2)	6,5 (0,1)
otoño 2015	7,3 (0,2)	7,5 (0,2)	7,1 (0,5)
primavera 2015	7,2 (0,1)	6,5 (0,1)	6,6 (0,1)
otoño 2016	7,3 (0,4)	6,9 (0,1)	7,0 (0,0)
primavera 2016	8,2 (0,1)	7,8 (0,0)	7,5 (0,0)
otoño 2017	7,3 (0,2)	7,2 (0,2)	7,2 (0,1)
primavera 2017	7,3 (0,2)	7,9 (0,1)	7,8 (0,1)
otoño 2018	6,8 (0,2)	6,9 (0,1)	7,2 (0,3)
primavera 2018	7,3 (0,1)	7,1 (0,1)	7,4 (0,2)
otoño 2019	6,7 (0,1)	6,5 (0,0)	6,5 (0,1)
primavera 2019	6,7 (0,1)	5,7 (0,1)	6,5 (0,5)
invierno 2020	7,1 (0,0)	6,8 (0,0)	6,9 (0,1)
otoño 2021	5,7 (0,3)	6,8 (0,1)	7,1 (0,1)
primavera 2021	5,6 (0,0)	5,8 (0,0)	5,5 (0,1)
otoño 2022	5,5 (0,3)	5,5 (0,2)	5,3 (0,2)
primavera 2022	6,6 (0,0)	6,5 (0,1)	6,8 (0,0)
otoño 2023	5,9 (0,1)	6,4 (0,0)	6,6 (0,1)
primavera 2023	5,9 (0,1)	6,1 (0,1)	6,9 (0,9)
otoño 2024	7,0 (0,1)	6,8 (0,3)	6,1 (0,1)
primavera 2024	6,9 (0,2)	6,6 (0,2)	6,6 (0,2)

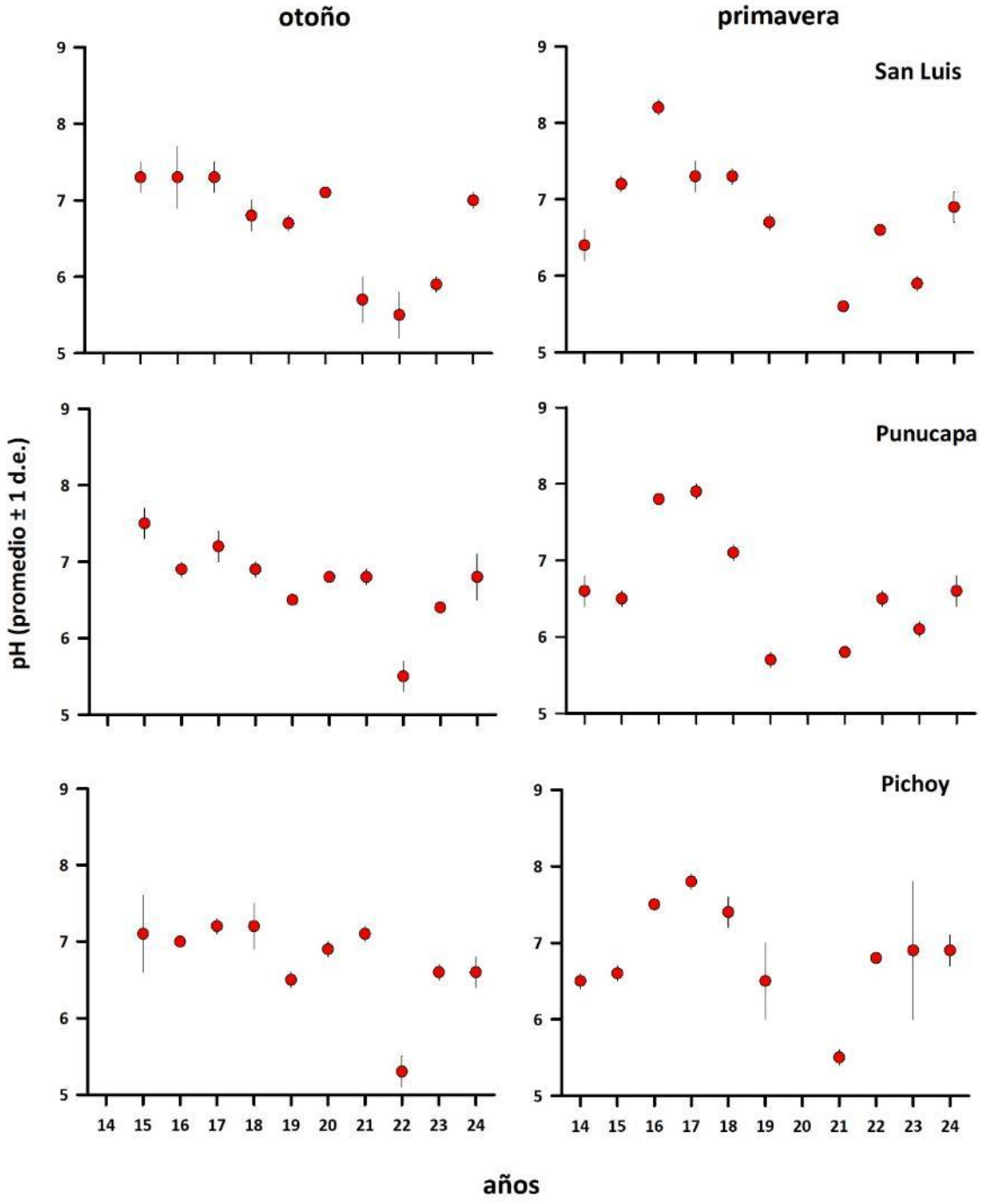


Figura 4.3.8. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio del pH en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Redox

Los valores porcentuales del potencial óxido reducción (redox) durante el año 2024, fueron valores negativos (*i.e.,* espacio intersticial del sedimento pobre en oxígeno), con excepción de Punucapa durante la primavera que registro un valor positivo (1,5mV). En general, los valores del potencial óxido reducción (redox) han sido más bajos o negativos en los sedimentos del sector San Luis (Tabla 4.3.8).

No se detectaron diferencias significativas (p>0,05) inter anuales, en la variabilidad del potencial óxido reducción en el área de estudio (Fig. 4.3.9).

Tabla 4.3.8. Variabilidad del potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

potencial óxido reducción	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	-79,2 (12,0)	-71,1 (25,3)	-68,8 (15,9)
otoño 2015	-109,9 (27,1)	59,9 (94,5)	20,0 (144,7)
primavera 2015	-30,8 (95,9)	148,1 (57,2)	-53,0 (65,6)
otoño 2016	-26,5 (58,1)	-96,1 (26,6)	-66,4 (73,8)
primavera 2016	1,3 (0,8)	65,4 (0,0)	68,4 (43,4)
otoño 2017	41,1 (39,2)	11,8 (29,3)	8,7 (0,5)
primavera 2017	-27,1 (131,0)	-95,1 (30,6)	-90,9 (11,9)
otoño 2018	-89,2 (7,6)	-27,6 (39,1)	129,8 (183,4)
primavera 2018	-73,2 (18,4)	-70,9 (17,5)	-29,6 (24,9)
otoño 2019	-151,6 (9,3)	-82,8 (12,3)	-111,2 (11,3)
primavera 2019	-67,8 (35,3)	-46,4 (34,2)	-78,0 (23,7)
invierno 2020	-107,2 (26,2)	19,4 (36,2)	-43,7 (19,0)
otoño 2021	-49,3 (29,3)	-18,3 (19,3)	-23,9 (36,3)
primavera 2021	-96,4 (26,2)	-90,9 (19,0)	-93,1 (24,6)
otoño 2022	-75,1 (17,2)	-27,3 (21,0)	74,7 (124,3)
primavera 2022	-51,1 (25,9)	-98,5 (13,5)	-86,2 (22,7)
otoño 2023	-141,7 (7,5)	-70,9 (14,0)	-90,6 (49,0)
primavera 2023	-25,7 (17,4)	-58,7 (16,5)	0,5 (43,7)
otoño 2024	-268,2 (20,7)	-115,9 (75,4)	-41,6 (47,2)
primavera 2024	-2,7 (54,6)	1,5 (123,1)	-36,0 (91,3)

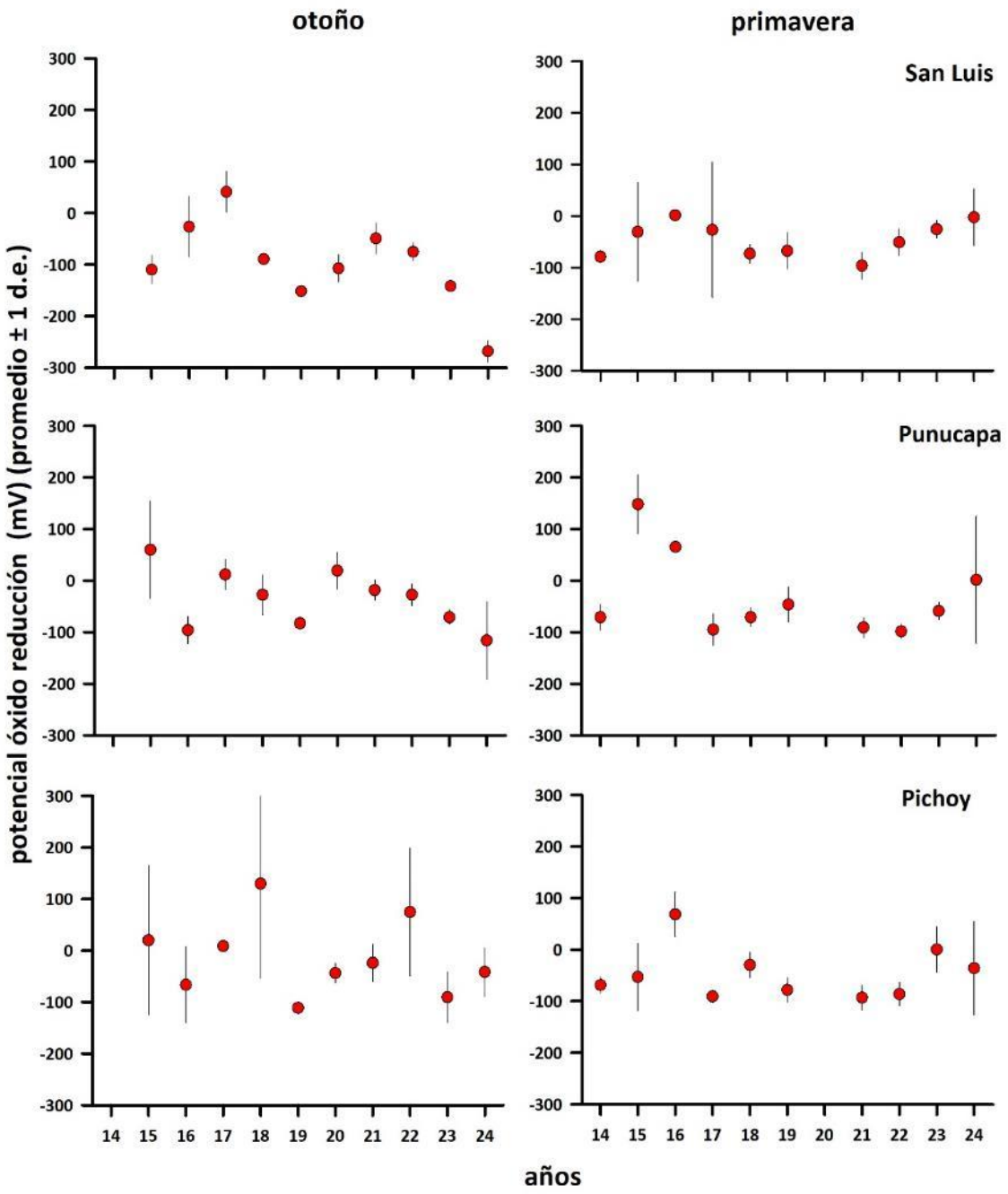


Figura 4.3.9. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio del potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Macroinfauna bentónica

Composición específica

La macroinfauna de fondos sedimentarios submareales del área de estudio, estuvo compuesta por cinco taxa durante el otoño y seis taxa durante la primavera del año 2024. En general, se encontraron dos poliquetos (*Prionospio (Minuspio) patagonica* y *Perinereis gualpensis*), un oligoqueto de la familia Tubificidae, un crustáceo (*Paracorophium hartmannorum*), dos insectos (uno de la familia Tanypodine y un Ceratogonidae) (Ver Anexo).

Las campañas del año 2024, junto con la campaña de primavera del año 2022 han sido las más bajas hasta ahora observadas durante todo el período de estudio (5 y 6 taxa). El año 2016 fue el periodo anual cuando se registró la composición taxonómica más alta del periodo de estudio (17 especies). A las especies arriba mencionadas se suman los crustáceos *Cyprideis beaconensis*, una especie de copépoda, un ostrácodo, el insecto Chironomidae, Ortocladine, un oligoqueto, dos moluscos bivalvos (*Mulinia edulis* y *Pisidium* sp.), un nemertino, un hirudineo y un arácnido (Ver Anexo).

Riqueza de especies

La Tabla 4.3.9 y Figura 4.3.10 muestran la variabilidad de la riqueza de especies de la macroinfauna bentónica en el área de estudio.

Durante el otoño y la primavera del año 2024, la riqueza de especies varió entre 1 taxa en el otoño y primavera de San Luis y el río Pichoy y 3 y 2 taxa en el otoño y la primavera en el sector de Punucapa respectivamente (Tabla 4.3.9).

La riqueza promedio de especies más alta (5 taxa) registrada, ocurrió en los sedimentos del sector de San Luis en la primavera del 2016, en Punucapa durante la primavera del año 2019 y el otoño y la primavera de los años 2021 y 2022 (Tabla 4.3.9). En general, los valores más bajos de riqueza de especies se registraron en los sedimentos

del río Pichoy y sector San Luis, aun cuando durante la primavera del año 2021 hubo un aumento de taxa (4) en el río Pichoy (Tabla 4.3.9).

No se observó una tendencia inter anual significativa (p>0,05) a la disminución o aumento de la riqueza de especies en el tiempo (Fig. 4.3.10).

Tabla 4.3.9. Comparación inter anual de la riqueza de especies de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

n° de especies	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	1 (0,0)	4 (1,5)	3 (0,5)
otoño 2015	1 (1,2)	4 (0,6)	0 (0,5)
primavera 2015	3 (0,5)	4 (1,0)	2 (1,0)
otoño 2016	2 (1,6)	4 (0,5)	2 (1,0)
primavera 2016	5 (2,6)	4 (0,8)	3 (0,0)
otoño 2017	2 (1,5)	3 (0,8)	1 (0,0)
primavera 2017	2 (0,5)	2 (0,5)	2 (0,6)
otoño 2018	1 (1,5)	3 (0,8)	1 (0,8)
primavera 2018	2 (1,3)	1 (1,0)	3 (0,5)
otoño 2019	1 (0,6)	1 (0,5)	1 (0,5)
primavera 2019	1 (1,4)	5 (0,5)	3 (1,0)
invierno 2020	2 (0,6)	4 (0,5)	2 (1,5)
otoño 2021	1 (1,3)	5 (0,6)	3 (0,6)
primavera 2021	1 (1,5)	5 (0,6)	4 (0,6)
otoño 2022	2 (1,7)	5 (1,3)	2 (1,0)
primavera 2022	1 (0,0)	5 (0,5)	3 (0,5)
otoño 2023	0 (0,0)	2 (1,0)	2 (1,0)
primavera 2023	1 (0,0)	4 (0,6)	2 (0,8)
otoño 2024	1 (1,0)	3 (0,8)	1 (0,5)
primavera 2024	1 (0,5)	2 (1,0)	1 (1,0)

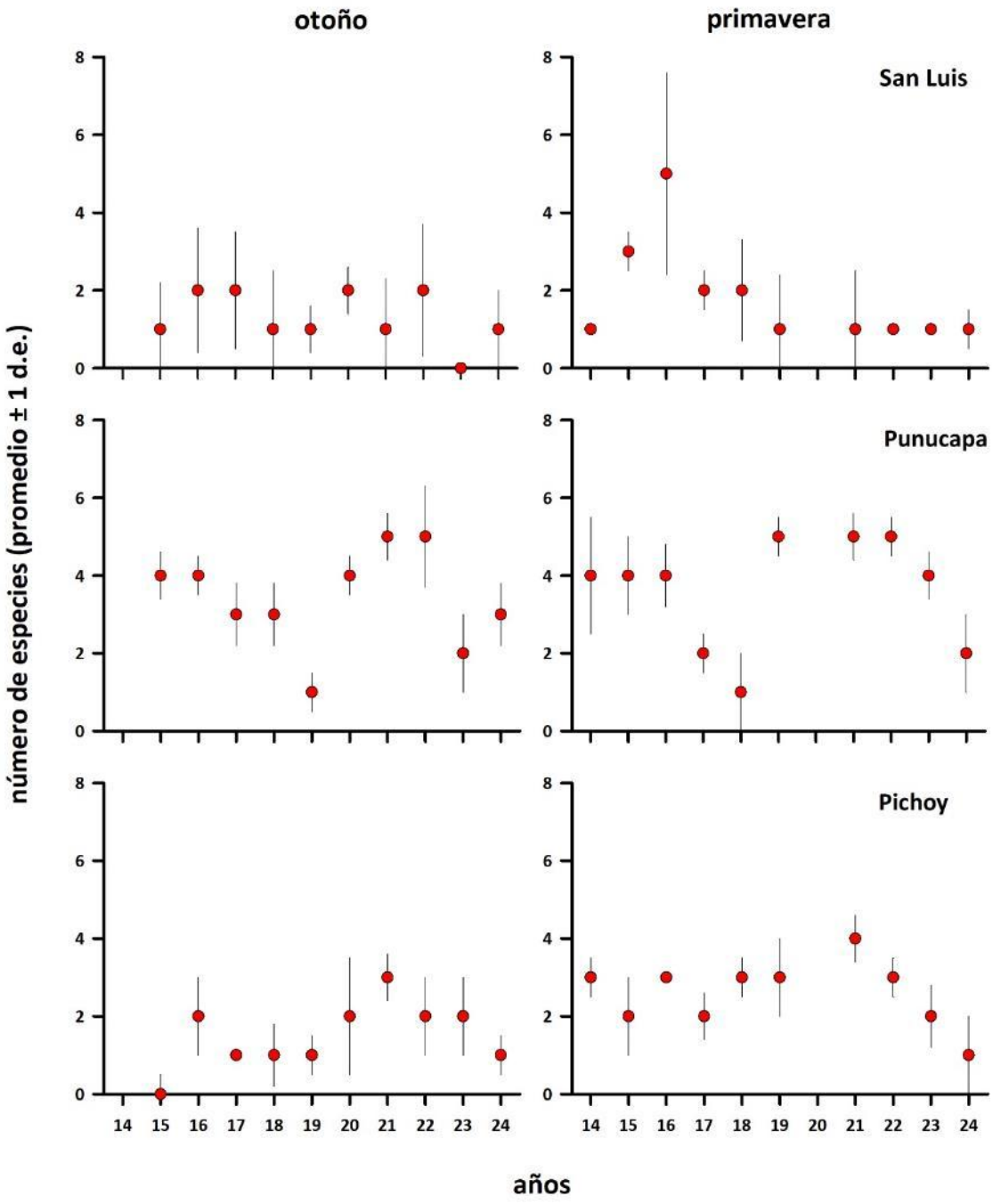


Figura 4.3.10. Comparación inter-anual de la riqueza de especies en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Abundancia total

El valor más alto de abundancia total durante el año 2024, se registró en el otoño en el sector de Punucapa (5.114 ind/m^2), en tanto que el valor de abundancia más bajo 114 ind/m^2 ocurrió en el otoño en el sector San Luis (Tabla 4.3.10).

Los valores más altos de abundancia total de la macroinfauna bentónica durante el periodo de estudio se registraron en la primavera del año 2019, específicamente en el sector de Punucapa y alcanzo a 34.489 ind/m^2 (Tabla 4.3.10). Durante la primavera del año 2016, los tres sitios de estudio (San Luis, Punucapa y Pichoy) presentaron abundancias relativamente altas, las cuales variaron entre 18.466, 18.409 y 12.727 ind/m^2 respectivamente, dichas abundancias están dadas fundamentalmente por oligoquetos de la familia Tubificidae (Tabla 4.3.10). Los menores valores de abundancia total (con algunas excepciones) ocurrieron durante todo el periodo de estudio en el sector San Luis y río Pichoy (Tabla 4.3.10 y Fig. 4.3.11).

La Figura 4.3.11 muestra que no hubo una variabilidad inter anual significativa ($p>0,05$) en la abundancia total de la macroinfauna bentónica de los sedimentos del área de estudio (*i.e.,* la abundancia total de la macroinfauna no ha tendido a aumentar o disminuir en el tiempo), aun cuando se ha observado una disminución de la abundancia en el sector de Punucapa y río Pichoy durante la primavera.

Tabla 4.3.10. Abundancia total (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

abundancia total (ind/m^2)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	568 (394)	2.159 (1.319)	2.614 (1.025)
otoño 2015	227 (262)	1.932 (1.090)	57 (114)
primavera 2015	7.500 (7.151)	3.352 (1.150)	1.818 (1.413)
otoño 2016	966 (1.072)	4.432 (2.366)	1.080 (935)
primavera 2016	18.466 (15.311)	18.409 (11.566)	12.727 (6.582)
otoño 2017	2.898 (2.581)	5.057 (3.383)	341 (228)
primavera 2017	3.068 (1.756)	6.250 (2.466)	1.023 (860)
otoño 2018	284 (568)	3.693 (1.381)	568 (707)
primavera 2018	1.193 (1.304)	511 (598)	5.227 (3.021)
otoño 2019	341 (541)	398 (286)	682 (928)
primavera 2019	625 (858)	34.489 (12.948)	9.489 (10.682)
invierno 2020	1.080 (817)	17.500 (7.161)	4.261 (4.790)
otoño 2021	568 (601)	10.625 (4.029)	2.500 (1.325)
primavera 2021	341 (394)	16.761 (5.459)	11.136 (15.826)
otoño 2022	795 (656)	15.511 (2.659)	852 (751)
primavera 2022	341 (131)	10.682 (4.523)	8.807 (9.506)
otoño 2023	0	852 (218)	909 (643)
primavera 2023	1.250 (880)	3.523 (751)	1.307 (751)
otoño 2024	114 (227)	5.114 (1.933)	625 (817)
primavera 2024	682 (491)	1.989 (751)	2.898 (4459)

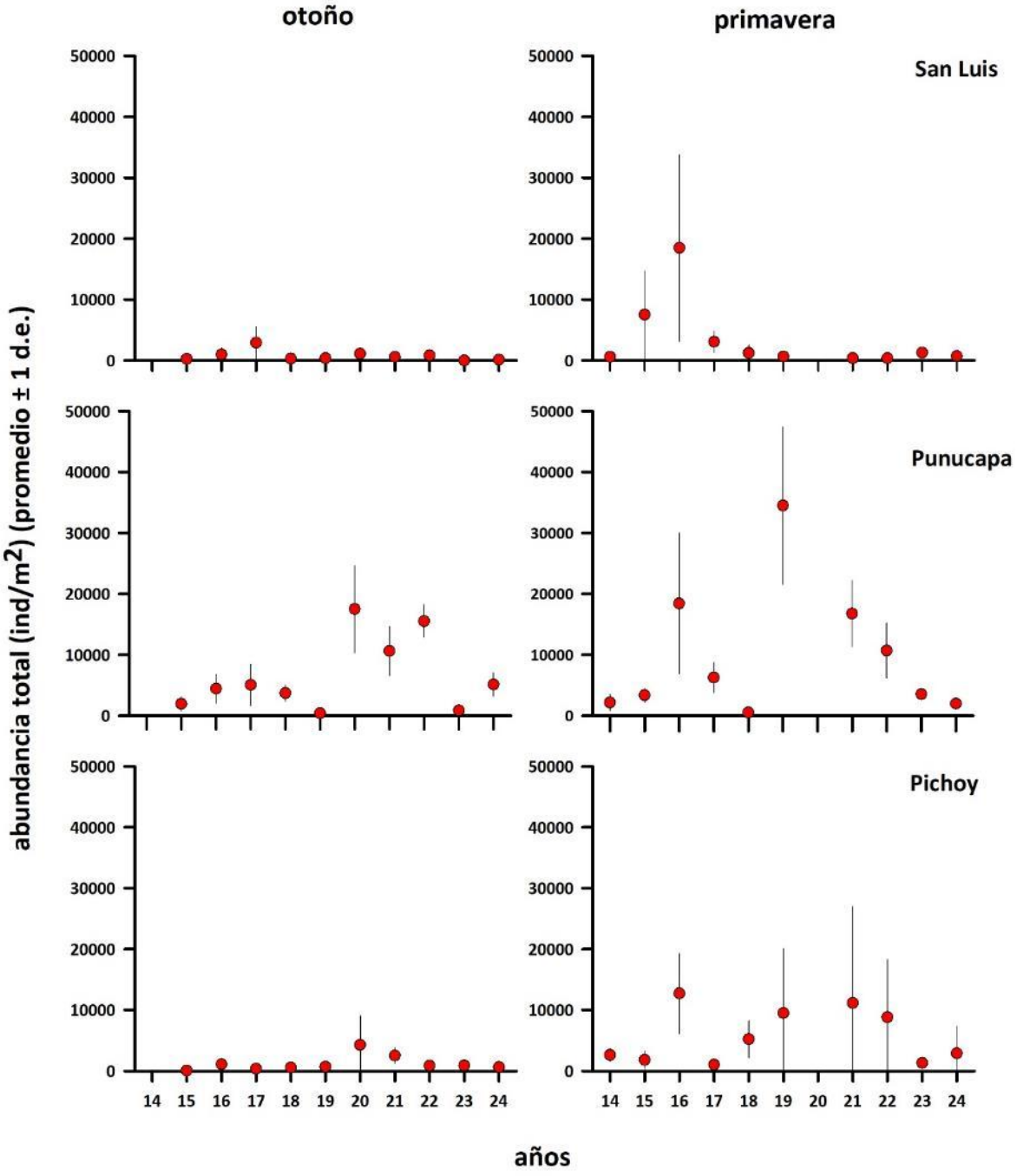


Figura 4.3.11. Comparación inter anual de la abundancia total (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Diversidad

El Índice de diversidad de Shannon – Wiener, que integra número de especies y la abundancia poblacional de las mismas, registró los valores más altos de diversidad durante el año 2024 (otoño y primavera) en los sedimentos de Punucapa (H'= 0,23 y 0,30, respectivamente) (Tabla 4.3.11).

El valor más alto de diversidad registrado durante todo el período de estudió ocurrió durante la primavera del año 2019 en el sector de Punucapa (H'=0,67), en tanto los menores valores de diversidad o valores iguales a cero se han registrado en los sectores de San Luis y río Pichoy (Tabla 4.3.11).

La Figura 4.3.12 muestra la variabilidad inter anual del Índice de Diversidad de Shannon – Wiener en los sedimentos de los diferentes sitios de estudio; no se observó una tendencia inter anual significativa ($p>0,05$); es decir no hubo una tendencia a disminuir o aumentar en el tiempo (Fig. 4.3.12).

Nota: los valores del Índice de Diversidad igual a cero (H'=0,00), se deben a que el promedio de especies presente correspondió a 1 taxón (Tabla 4.3.11).

Tabla 4.3.11. Índice de Diversidad de Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

diversidad (H')	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0,00 (0,00)	0,48 (0,20)	0,36 (0,14)
otoño 2015	0,15 (0,17)	0,48 (0,07)	0,00 (0,00)
primavera 2015	0,28 (0,10)	0,44 (0,11)	0,23 (0,18)
otoño 2016	0,23 (0,16)	0,45 (0,11)	0,16 (0,18)
primavera 2016	0,30 (0,17)	0,42 (0,12)	0,41 (0,06)
otoño 2017	0,12 (0,17)	0,41 (0,07)	0,00 (0,00)
primavera 2017	0,13 (0,11)	0,25 (0,02)	0,11 (0,14)
otoño 2018	0,11 (0,23)	0,37 (0,16)	0,04 (0,09)
primavera 2018	0,11 (0,15)	0,06 (0,12)	0,31 (0,09)
otoño 2019	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)
primavera 2019	0,12 (0,24)	0,67 (0,05)	0,49 (0,14)
invierno 2020	0,13 (0,15)	0,40 (0,07)	0,18 (0,22)
otoño 2021	0,12 (0,24)	0,47 (0,11)	0,30 (0,06)
primavera 2021	0,19 (0,23)	0,49 (0,05)	0,33 (0,12)
otoño 2022	0,31 (0,27)	0,36 (0,09)	0,21 (0,14)
primavera 2022	0,00 (0,00)	0,56 (0,03)	0,28 (0,15)
otoño 2023	0,00 (0,00)	0,29 (0,21)	0,18 (0,23)
primavera 2023	0,11 (0,13)	0,43 (0,04)	0,23 (0,17)
otoño 2024	0,08 (0,15)	0,23 (0,16)	0
primavera 2024	0,08 (0,15)	0,30 (0,22)	0,13 (0,15)

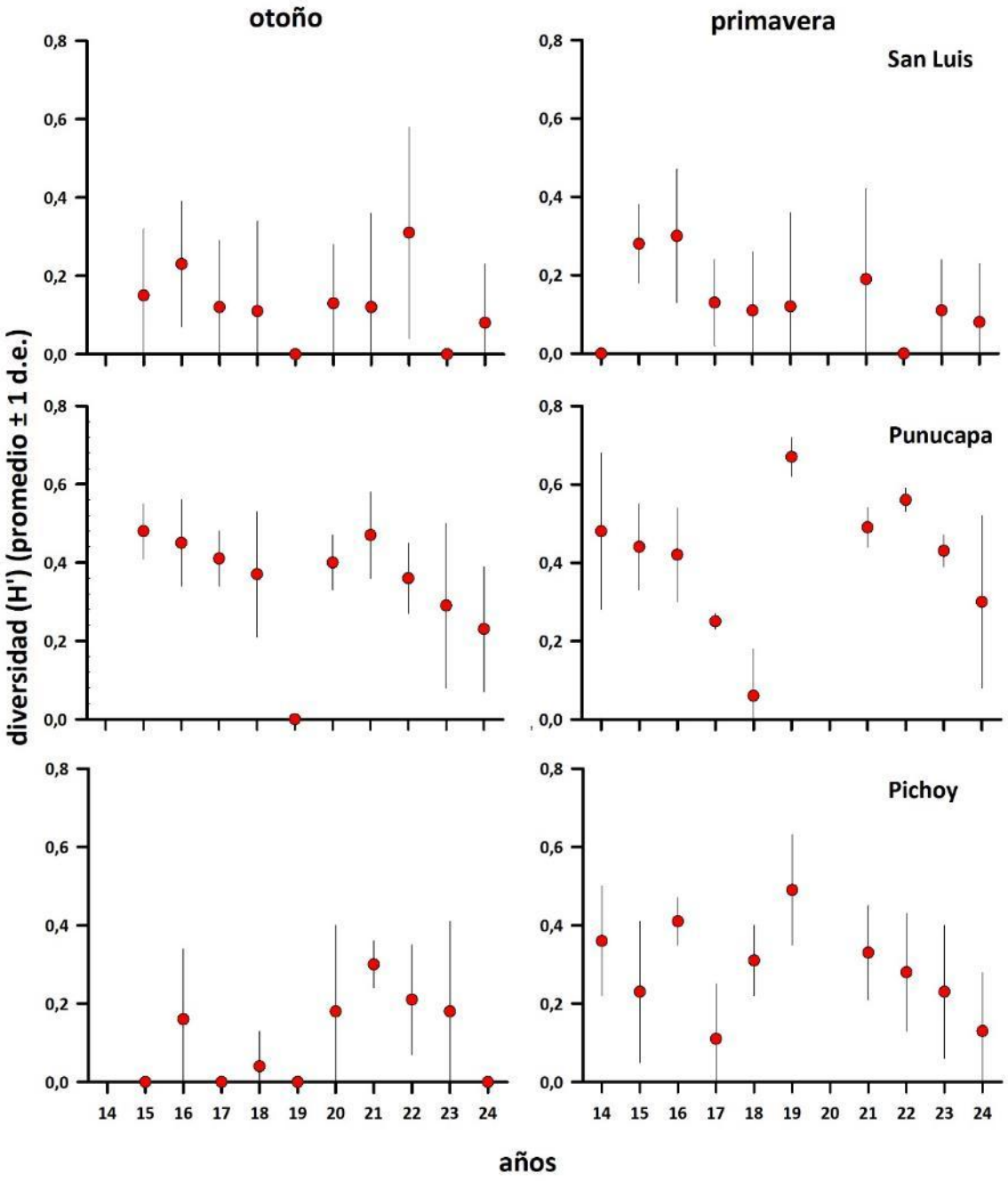


Figura 4.3.12. Comparación inter anual del Índice de diversidad Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Abundancia de especies

Las Tablas 4.3.12 y 4.3.13 muestran las abundancias totales de los poliquetos *Prionospio (M) patagonica* y *Perinereis gualpensis.*

Durante el periodo de estudio ambas especies han dominado los sedimentos del sector de Punucapa. Por el contrario, en general han estado ausentes en los sectores San Luis y río Pichoy (Tabla 4.3.12; 4.3.13 y Fig. 4.3.13 y Fig. 4.3.14).

Durante la primavera del año 2024, el poliqueto *Prionospio (M) patagonica* registro el valor más bajo de abundancia en todo el periodo de estudio (284 ind/m^2). El valor de abundancia más alto hasta ahora encontrado (6.364 ind/m^2) se registró durante la primavera del año 2021 sobrepasando las mayores abundancias de esta especie en la primavera del año 2016 y 2017 (5.057 y 4.716 ind/m^2, respectivamente) (Tabla 4.3.12).

Por otra parte, *Perinereis gualpensis*, registró valores de abundancia durante el otoño y la primavera del año 2024 inferiores a 400 ind/m^2, durante todo el periodo de estudio se registraron valores de abundancia relativamente bajos (<568 ind/m^2). Cabe mencionar que esta especie se encuentra ausente en los demás sitios de estudio, con excepción del río Pichoy durante el invierno del año 2020, que apareció por primera vez y donde se registraron 511 ind/m^2 (Tabla 4.3.13).

Las Figuras 4.3.14 y 4.3.15 muestran la variabilidad inter anual en las abundancias totales de estas dos especies en los sedimentos de las diferentes áreas de estudio; ambas especies no mostraron tendencia inter anual significativa ($p>0,05$) a disminuir o aumentar en el tiempo.

Tabla 4.3.12. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Prionospio (M) patagonica*, en los sedimentos de del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Prionospio (M) patagonica	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0	568 (394)	0
otoño 2015	0	966 (653)	0
primavera 2015	0	1.193 (1.222)	0
otoño 2016	0	511 (504)	0
primavera 2016	0	5.057 (2.306)	0
otoño 2017	0	2.557 (1.653)	0
primavera 2017	0	4.716 (1.850)	0
otoño 2018	57 (114)	511 (598)	0
primavera 2018	0	0	0
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	0	3.523 (3.046)	0
invierno 2020	0	2.955 (491)	0
otoño 2021	0	2.727 (1.098)	0
primavera 2021	0	6.364 (4.380)	170 (218)
otoño 2022	0	1.818 (964)	0
primavera 2022	0	1.932 (880)	0
otoño 2023	0	398 (341)	0
primavera 2023	0	1.307 (388)	0
otoño 2024	0	455 (321)	0
primavera 2024	0	284 (341)	0

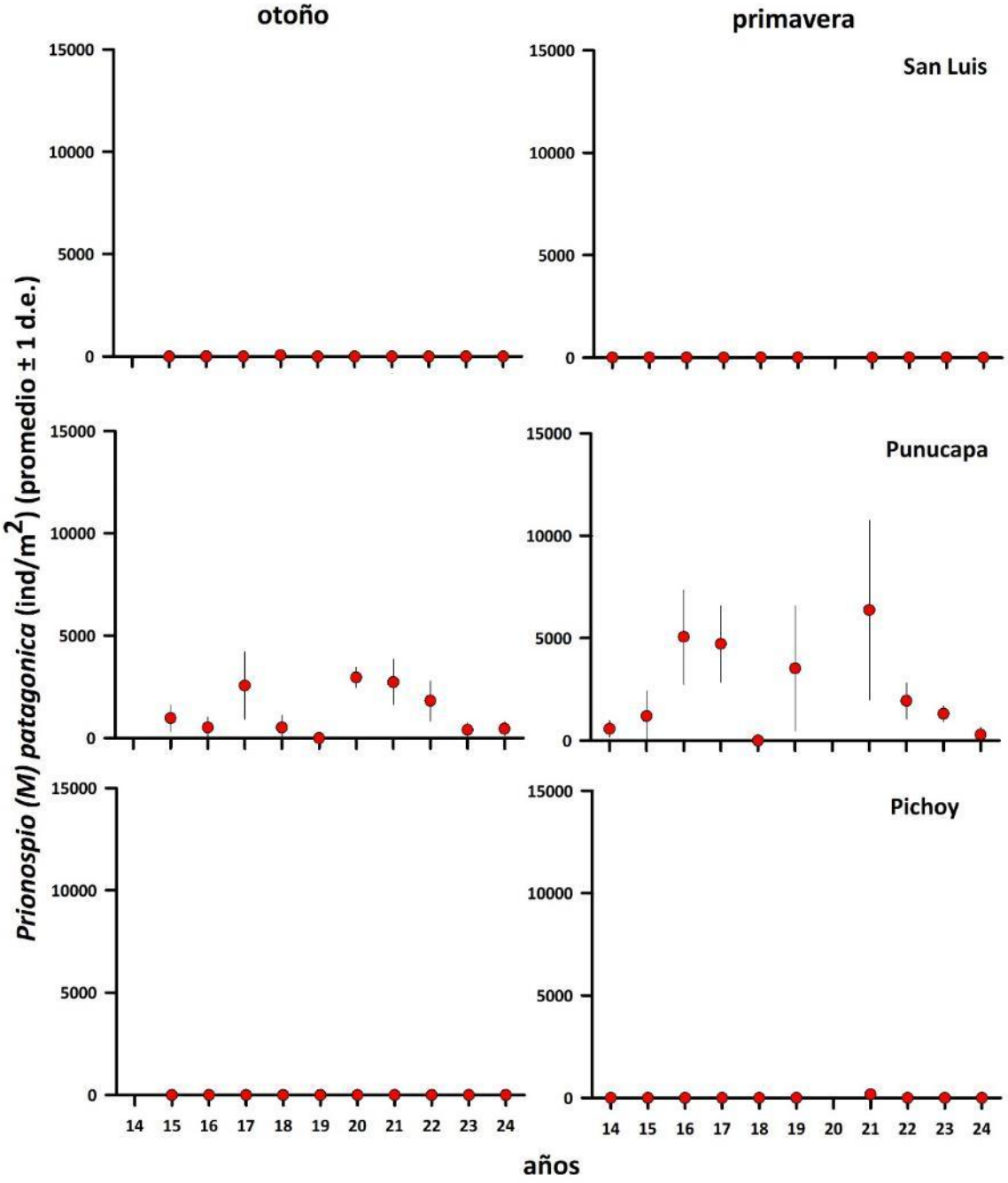


Figura 4.3.13. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Prionospio (M)* patagonica, en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Tabla 4.3.13. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Perinereis gualpensis* en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, el otoño y primavera de los años 2015-2024 el invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Perinereis gualpensis	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0	114 (131)	0
otoño 2015	0	284 (218)	0
primavera 2015	0	568 (131)	0
otoño 2016	0	114 (131)	0
primavera 2016	0	114 (131)	0
otoño 2017	0	57 (114)	0
primavera 2017	0	57 (114)	0
otoño 2018	0	0	0
primavera 2018	0	0	0
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	0	568 (293)	0
invierno 2020	0	0	511 (341)
otoño 2021	0	227 (321)	0
primavera 2021	0	511 (341)	0
otoño 2022	0	170 (114)	0
primavera 2022	0	170 (114)	0
otoño 2023	0	114 (227)	0
primavera 2023	0	114 (131)	0
otoño 2024	0	227 (321)	0
primavera 2024	0	398 (286)	0

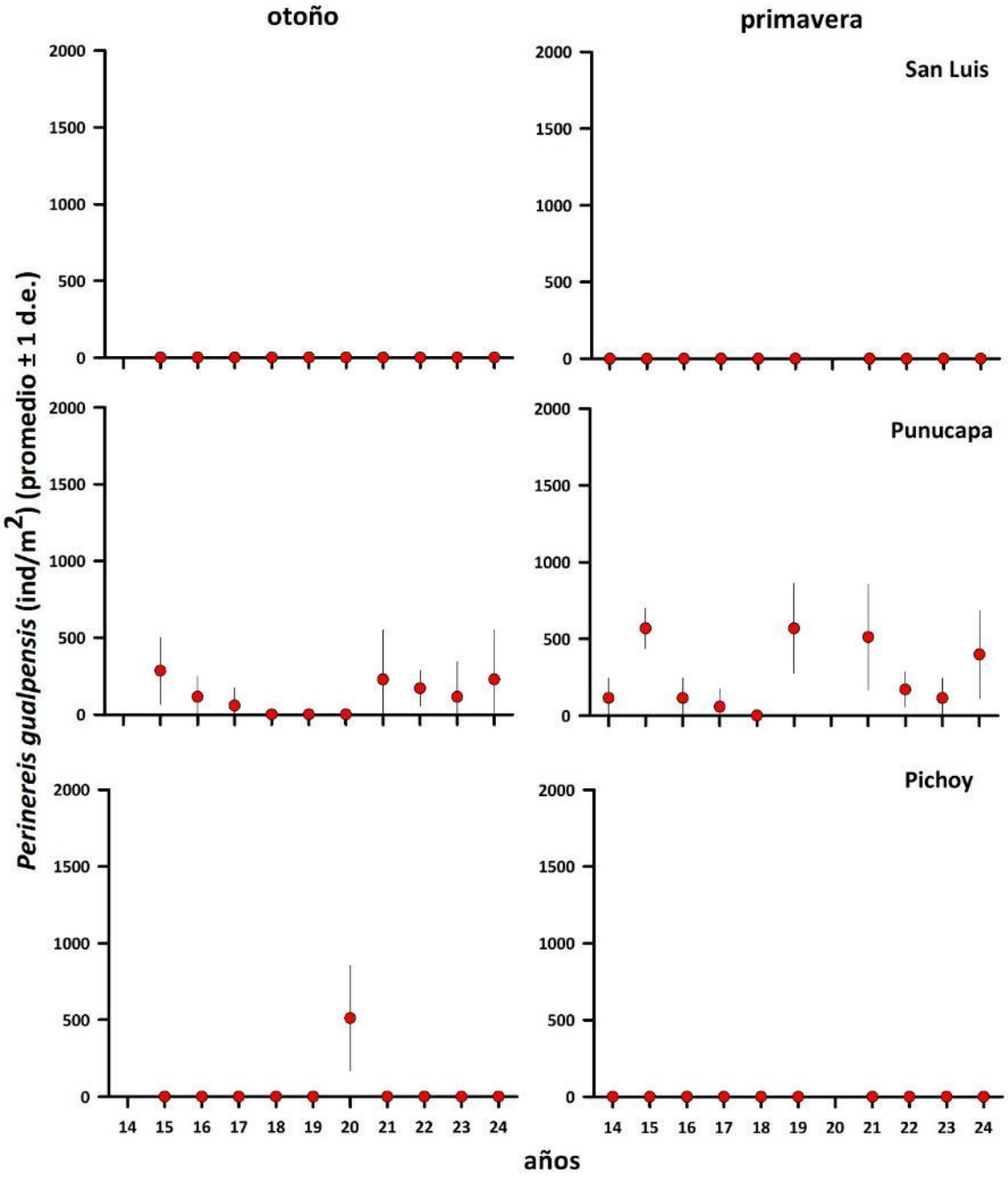


Figura 4.3.14. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Perinereris gualpensis*, en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

El anfípodo *Paracorophium hartmannorum* es una de las especies más importantes en contribuir con las mayores abundancias poblacionales en los sedimentos del sector de Punucapa.

Las abundancias de esta especie fueron mayores durante el otoño del año 2024 (4.318 ind/m^2), en el sector de Punucapa. Las mayores abundancias poblacionales de *Paracorophium hartmannorum* durante el periodo de estudio, se registraron en la primavera del año 2019, en los sedimentos provenientes del sector de Punucapa (28.409 ind/m^2) (Tabla 4.3.14).

Cabe mencionar que esta especie, presento bajas abundancias en los sectores de San Luis y río Pichoy y comenzó a aparecer intermitentemente a partir del otoño del año 2018 en este último sitio (Tabla 4.3.14).

La Figura 4.3.15 muestra la variabilidad inter anual en la abundancia total de *Paracorophium hartmannorum*, la cual no mostró tendencia inter anual significativa ($p>0,05$) a aumentar o disminuir en el tiempo.

Tabla 4.3.14. Abundancia (ind/m^2) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Paracorophium hartmannorum	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0	171 (218)	0
otoño 2015	0	227 (455)	0
primavera 2015	0	739 (504)	0
otoño 2016	0	114 (131)	0
primavera 2016	0	3.182 (1.649)	0
otoño 2017	0	0	0
primavera 2017	0	0	0
otoño 2018	114 (227)	1.534 (1.774)	57 (114)
primavera 2018	57 (114)	0	0
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	0	28.409 (10.649)	0
invierno 2020	739 (1.039)	12.102 (7.023)	909 (1.113)
otoño 2021	0	4.830 (4.551)	57 (114)
primavera 2021	0	4.716 (3.168)	57 (114)
otoño 2022	0	10.909 (1.760)	114 (227)
primavera 2022	0	3.068 (1.265)	0
otoño 2023	0	114 (131)	227 (321)
primavera 2023	0	1.761 (935)	0
otoño 2024	57 (114)	4.318 (2.050)	455 (909)
primavera 2024	0	1.307 (858)	0

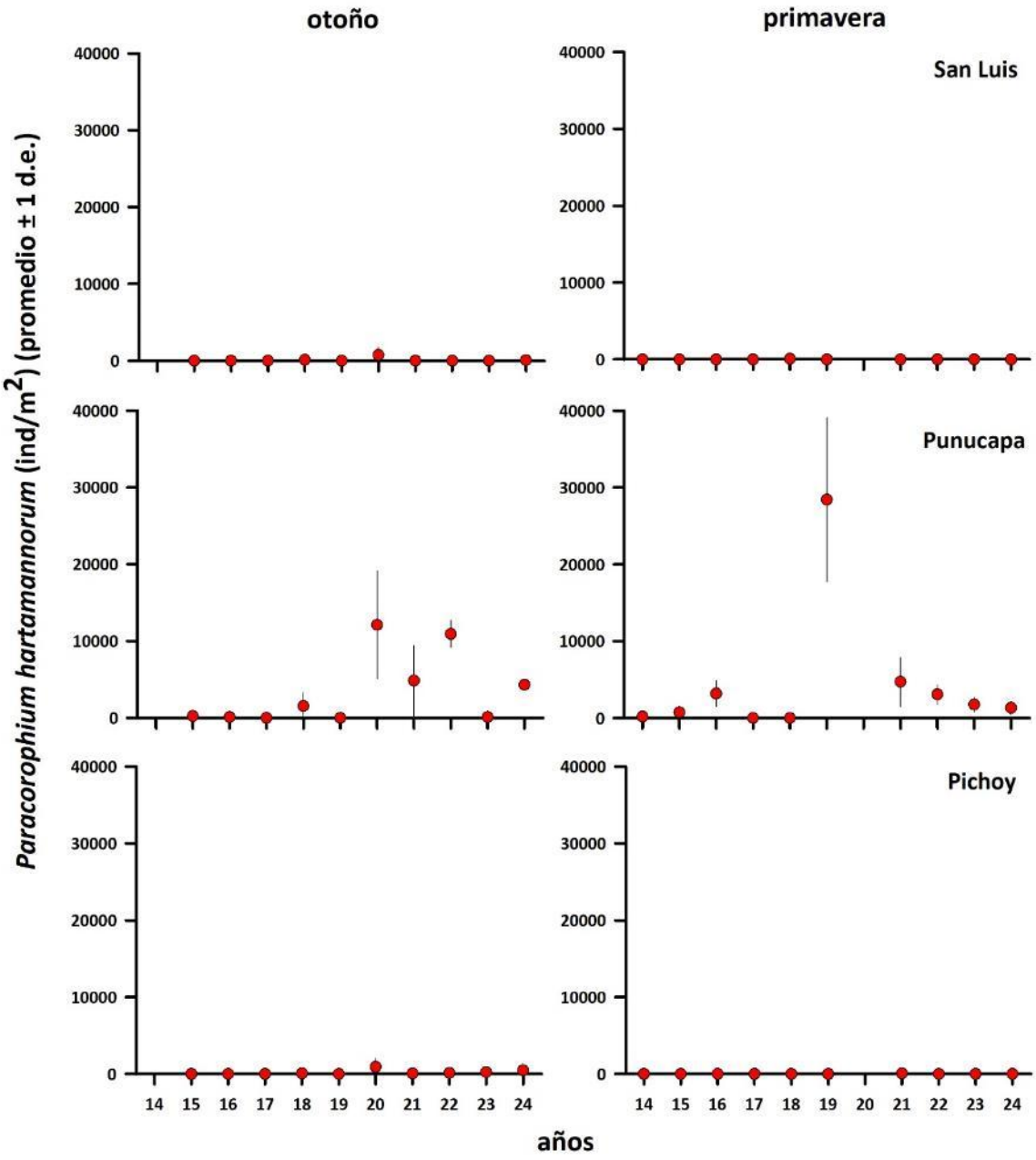


Figura 4.3.15. Abundancia (ind/m^2) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Oligoquetos de la familia Tubificidae, son los taxa que han presentado los valores más altos de abundancia en los fondos sedimentarios del área estudiada.

Durante el año 2024, la mayor abundancia de esta familia se registró en la primavera de los sedimentos del río Pichoy (2.045 ind/m^2), en tanto en el sector de San Luis (otoño y primavera) y Punucapa (otoño) estuvo ausente (Tabla 4.3.15).

En la primavera del año 2016, se registraron las abundancias más altas de esta especie en los sedimentos del sector de San Luis, Punucapa y río Pichoy (10.739, 9.943 y 5.341 ind/m^2 respectivamente) (Tabla 4.3.15). Esta especie no mostró tendencia inter anual significativa (p>0,05) a aumentar o disminuir en el tiempo (Fig. 4.3.16).

Tabla 4.3.15. Abundancia (ind/m^2) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Tubificidae	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	511 (469)	966 (1.477)	1.477 (1.490)
otoño 2015	114 (131)	227 (321)	57 (114)
primavera 2015	3.466 (4.071)	852 (989)	1.193 (935)
otoño 2016	625 (817)	1.080 (341)	682 (719)
primavera 2016	10.739 (6.819)	9.943 (12.945)	5.341 (2.608)
otoño 2017	2.614 (2.395)	1.080 (504)	341 (227)
primavera 2017	2.841 (1.879)	1.477 (860)	909 (809)
otoño 2018	114 (227)	1.307 (1430)	511 (598)
primavera 2018	1.023 (1.151)	455 (557)	3.920 (2.268)
otoño 2019	341 (541)	398 (286)	682 (928)
primavera 2019	511 (653)	1.705 (840)	1.193 (817)
invierno 2020	284 (341)	1.875 (469)	3.182 (3.725)
otoño 2021	455 (615)	2.273 (2.427)	1.364 (765)
primavera 2021	114 (131)	2.557 (988)	9.432 (14.389)
otoño 2022	114 (131)	2.386 (1.395)	398 (469)
primavera 2022	227 (262)	4.375 (2.780)	3.011 (5.124)
otoño 2023	0	0	284 (341)
primavera 2023	114 (227)	227 (262)	511 (598)
otoño 2024	0	114 (131)	170 (218)
primavera 2024	0	0	2.045 (3.219)

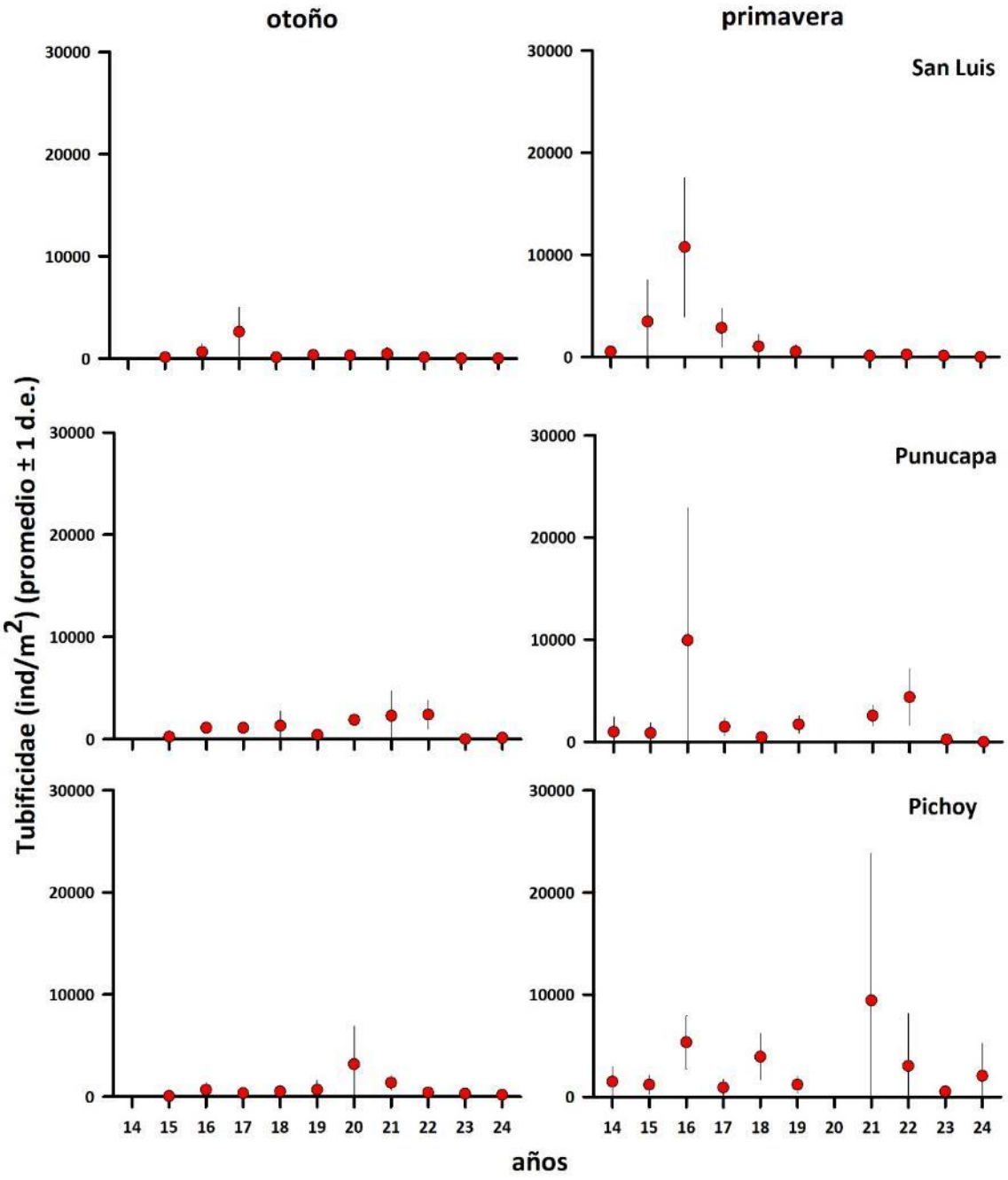


Figura 4.3.16. Abundancia (ind/m^2) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024, e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Durante el otoño del año 2024, los insectos de la familia Chironominae estuvieron ausentes en los sitios de estudio, en tanto durante la primavera los valores registrados en el río Pichoy y San Luis fueron inferiores a 852 ind/m^2 (Tabla 4.3.16).

Los insectos de la familia Chironominae han estado en general presentes en todos los sitios de estudio, aun cuando en abundancias relativamente bajas, en el río Pichoy se registra mayor abundancia de esta familia en relación a los demás sitios de estudio (Tabla 4.3.16 y Fig. 4.3.17). Por ejemplo, durante la primavera del año 2022, esta especie registró un valor de abundancia de 5.625 ind/m^2, valor más alto para esta especie durante todo el periodo de estudio (Tabla 4.3.16).

La Figura 4.3.17 muestra la variabilidad inter anual de esta especie, la cual mostró una tendencia inter anual significativa ($p>0,05$) al aumento en San Luis durante la primavera.

Tabla 4.3.16. Abundancia ind/m^2 del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Chironominae	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	57 (114)	57 (114)	171 (114)
otoño 2015	0	57 (114)	0
primavera 2015	0	0	341 (394)
otoño 2016	0	0	0
primavera 2016	57 (114)	0	0
otoño 2017	0	0	0
primavera 2017	57 (114)	0	114 (131)
otoño 2018	0	0	0
primavera 2018	57 (114)	0	568 (541)
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	57 (114)	57 (114)	455 (186)
invierno 2020	0	0	57 (114)
otoño 2021	0	567 (293)	57 (114)
primavera 2021	57 (114)	0	284 (430)
otoño 2022	341 (682)	57 (114)	0
primavera 2022	57 (114)	1.136 (850)	5.625 (5.624)
otoño 2023	0	0	0
primavera 2023	1.080 (817)	114 (131)	682 (491)
otoño 2024	0	0	0
primavera 2024	625 (537)	0	852 (1.291)

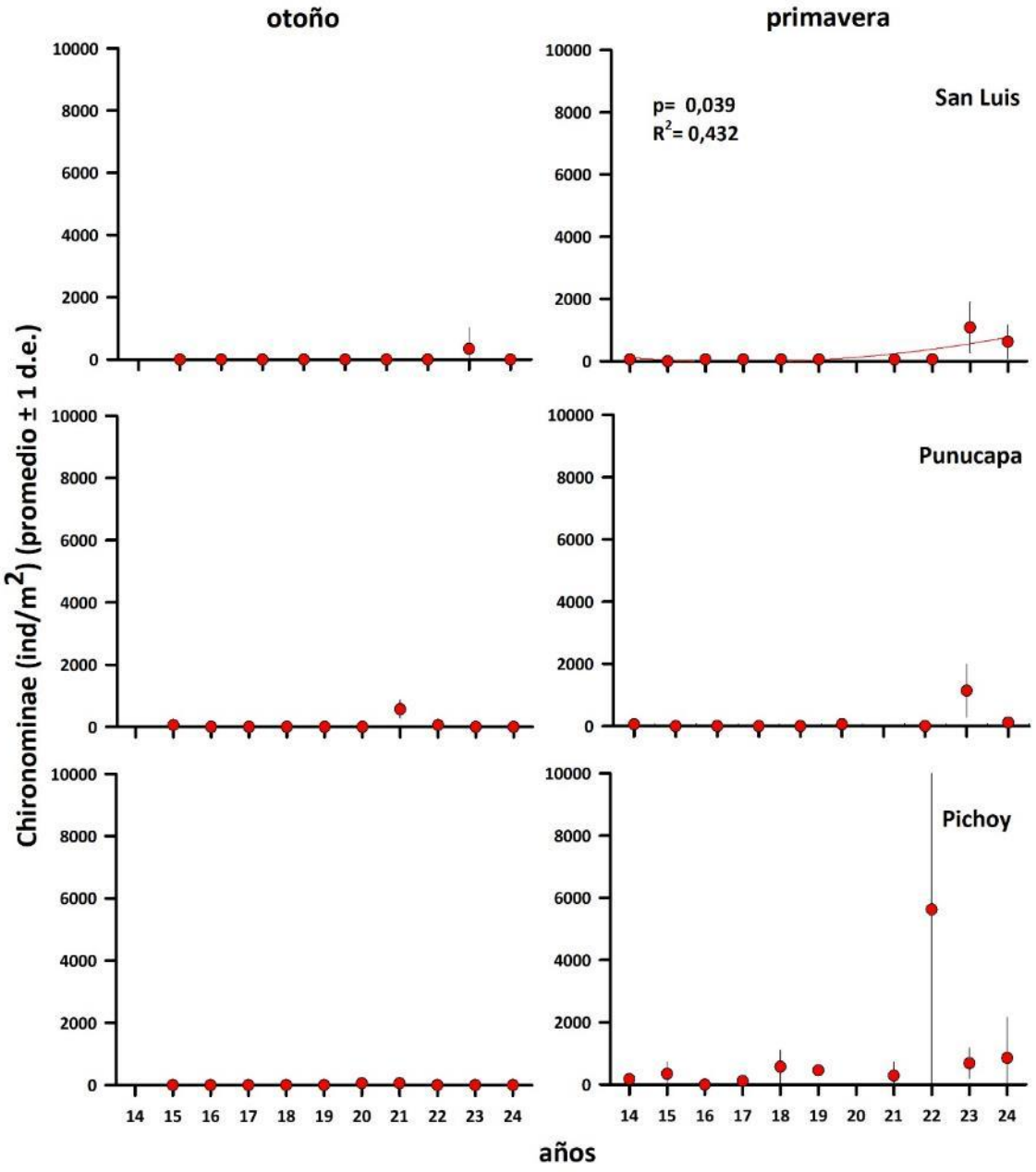


Figura 4.3.17. Abundancia (ind/m^2) del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno de los años 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Relaciones Fauna – Sedimento

Los resultados de los análisis de correlación, muestran que la riqueza de especies y la abundancia total de la macroinfauna bentónica se correlacionaron significativamente ($p< 0,05$) y de forma inversa con el porcentaje y tamaño de la arena y de forma positiva, con el porcentaje de fango (Tabla 4.3.7 a). En otras palabras, a medida que aumenta la proporción de arena y el tamaño de la misma, la riqueza y abundancia de la macroinfauna bentónica disminuyen (Tabla 4.3.7 a).

El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener se correlacionó significativamente ($p<0,005$) pero de forma inversa con la fracción arena (Tabla 4.3.7 a).

Por otra parte, durante la primavera del mismo año la riqueza de especies, el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y la abundancia total de la macroinfauna bentónica, no se correlacionaron con ninguna de las características del sedimento analizadas (Tabla 4.3.17 b).

Tabla 4.3.17. Coeficientes de correlación (r) entre la riqueza de especies, Índice de Diversidad de Shanon-Winer y abundancia de la macroinfauna bentónica (variables dependientes) y las características del sedimento (variables independientes) durante el otoño (a) y primavera (b) del año 2024.

a) otoño	**Grava**	**Arena**	**Fango**	**Agregados biogénicos**	**Materia orgánica total**	**Tamaño medio arena**	**Potencial redox**	**pH**
Número de especies	--	-0,770*	0,835*	-0,118	0,370	-0,765*	0,315	0,041
Diversidad de Shannon- Wiener	--	-0,596*	0,745	-0,433	0,281	-0,481	0,007	0,339
Abundancia total	--	-0,739*	0,735*	0,109	0,330	-0,757*	0,449	-0,146
b) primavera	**Grava**	**Arena**	**Fango**	**Agregados biogénicos**	**Materia orgánica total**	**Tamaño medio arena**	**Potencial redox**	**pH**
Número de especies	--	-0,264	0,256	0,238	0,142	-0,287	-0,026	-0,083
Diversidad de Shannon- Wiener	--	-0,080	0,103	-0,080	0,044	-0,085	0,075	-0,123
Abundancia total	--	-0,244	0,210	0,426	0,033	-0,312	0,009	-0,051

CONCLUSIONES

- Las fracciones texturales arena y fango son las que predominan en los fondos sedimentarios del área de estudio; cabe mencionar que el río Pichoy ha presentado un aumento de la fracción arena y una disminución en la fracción fango. Los tamaños predominantes de arena corresponden a partículas finas (125-250 µm) y medias (250-500 µm).
- Los sedimentos del sector de San Luis, Punucapa y río Pichoy, no han mostrado una tendencia significativa ($p>0,05$) a aumentar en el tiempo en la fracción fango, como también no se observa una disminución en el tamaño medio de la partícula de arena. La materia orgánica ha mostrado una tendencia significativa a disminuir en el río Pichoy durante la primavera, lo que permite hipotetizar que no están ocurriendo

procesos activos de sedimentación de las partículas más finas de arena en los sitios de estudio, lo anterior es otra evidencia que no están ocurriendo aumentos de tasas de sedimentación en el HRC.

- La composición faunística de la macroinfauna de fondos sedimentarios fue de 5 especies durante el otoño y 6 especies durante la primavera del año 2024; estas corresponden a dos especies de poliquetos, un oligoqueto, un crustáceo y dos insectos. Junto con la composición faunística de la campaña de primavera 2022, han sido las más bajas - en cuanto a número de especies - hasta ahora observada durante el período 2014-2023 (6 taxa). La riqueza más alta de especies se registró en el año 2016 la cual alcanzo a 17 taxa.
- La variabilidad inter anual en el número de especies no ha sido significativa ($p>0,05$), es decir no ha tendido a disminuir o aumentar en el tiempo.
- En general, los valores más altos de abundancia han ocurrido en los sedimentos del sector de Punucapa, con valores más altos durante la primavera del año 2019.
- Durante la primavera del año 2016, los sedimentos de San Luis, Punucapa y Pichoy, presentaron abundancias relativamente altas, debidas fundamentalmente a oligoquetos de la familia Tubificidae. Por otra parte, los valores más bajos de abundancia (con algunas excepciones) han ocurrido en los sedimentos del sector San Luis y río Pichoy.
- La abundancia total de la macroinfauna bentónica no evidencio una tendencia significativa al aumento o disminución en el tiempo en los sedimentos del área de estudio, lo que sugiere que la misma es un componente bastante estable, aun cuando se ha observado una disminución de la abundancia en Punucapa durante la primavera.
- Se ha observado la misma tendencia de años anteriores: oligoquetos de la familia Tubificidae, han sido los taxa que han estado presentes en todos los sitios de estudio y los poliquetos (*Prionospio (M) patagonica* y *Perinereis gualpensis*) han dominado en los sedimentos del sector Punucapa y han estado ausentes en los sectores San Luis y río Pichoy. El anfípodo *Paracorophium hartmannorum* ha sido el taxa dominante en

el sector de Punucapa y los insectos Chironomidae, aun cuando han estado presentes en todos los sitios de estudio, pero en muy bajas abundancias, han dominado en los sedimentos del río Pichoy.

- Todo lo anterior permite concluir que la macroinfauna de los fondos sedimentarios del HRC, se ha mantenido estable en el tiempo, lo que sugiere que la calidad del sedimento tampoco ha variado de modo significativo.

REFERENCIAS

Anderson FE, Black L, Mayer LE, Watling LM (1981) A temporal and spatial study of mudflat texture. Northeastern Geology 3:184-191

Anderson M, Ford R, Feary D, Honeywill C (2004) Quantitative measures of sedimentation in an estuarine system and its relationship with intertidal soft-sediment infauna. Marine Ecology Progress Series 272:33-48

Byers SC, Mills EL, Stewart PL (1978) A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. Hydrobiologia 58(1):43-47

Brower JE, Zar JH (1977) Field laboratory methods for general ecology. William C Brown Company Publishers, Dubuque, p 192

Emery KO (1938) Rapid method of mechanical analysis of sands. Journal of Sedimentary Petrology 8(3):105-111

Folk RL (1980) Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Austin, p 182

Gray JS (1974) Animal-sediment relationships. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 12:223-261

Pielou EC (1984) The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination. John Wiley & Sons Inc., New York

Rhoads DC, Boyer LF (1982) The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a successional perspective. In: McCall PL, Tevesz MJS (eds) Animal-sediment relations: The biogenic alteration of sediments, vol 100. Springer Science & Business Media, New York, p 3-52

Seward-Thompson B, Hails J (1973) An appraisal of the computation of statistical parameters in grain size analysis. Sedimentology 20(1):161-169

ANEXO

ABUNDANCIA DE LA MACROINFAUNA BENTONICA DEL AREA DE ESTUDIO (AÑOS 2014 AL 2024)

Abundancia (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica presente en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2024 e invierno del año 2020. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas.

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	**Fuerte San Luis**		
	primavera 2014 (noviembre)	**otoño 2015 (abril)**	**primavera 2015 (noviembre)**
TAXA			
POLYCHAETA			
Prionospio (M) patagonica	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	511,4	113,6	3.465,9
Nais pardalis	0	0	3.579,5
INSECTA			
Chironomidae	56,8	0	0
Tanypodine	0	113,6	454,5
Ortocladine	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0
CRUSTACEA			
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0
Heterias exul	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
Littoridina cumingi	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0
CHORDATA			
Geotria australis	0	0	0
ARACHNIDA			
Hydracarina	0	0	0
NEMERTEA			
Nemertea	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis			
	otoño 2016 (abril)	primavera 2016 (octubre)	otoño 2017 (abril)	primavera 2017 (octubre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	625,0	10.738,6	2.613,6	2.840,9
Nais pardalis	0	6.193,2	56,8	0
INSECTA				
Chironomidae	0	56,8	0	56,8
Tanypodine	56,8	625,0	113,6	56,8
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	113,6	227,3	0	0
Ostracoda	0	56,8	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	284,1	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	56,8	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	56,8		113,6
Mulinia edulis	0	113,6	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina sp.	56,8	56,8	56,8	0
NEMERTEA				
Nemertea	113,6	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis				
	otoño 2018 (abril)	primavera 2018 (octubre)	otoño 2019 (abril)	primavera 2019 (octubre)	invierno 2020 (julio)
TAXA					
POLYCHAETA					
Prionospio (M) patagonica	56,8	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	113,6	1.022,7	340,9	511,4	284,1
Nais pardalis	0	56,8	0	0	0
INSECTA					
Chironomidae	0	56,8	0	56,8	0
Tanypodine	0	0	0	0	56,8
Ortocladine	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
Paracorophiun hartmannorum	113,6	56,8	0	0	738,6
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	56,8	0
Heterias exul	0	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0
CHORDATA					
Geotria australis	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
Hydracarina	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis			
	otoño 2021 (junio)	primavera 2021 (octubre)	otoño 2022 (abril)	primavera 2022 (diciembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	454,5	113,6	113,6	227,3
Nais pardalis	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	56,8	56,8	340,9	56,8
Tanypodine	0	170,5	170,5	56,8
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	113,6	0
Plecoptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	56,8	0	56,8	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis			
	otoño 2023 (mayo)	primavera 2023 (noviembre)	otoño 2024 (mayo)	primavera 2024 (noviembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	0	113,6	0	0
Nais pardalis	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	1.079,5	0	625,0
Tanypodine	0	0	56,8	0
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	56,8
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	56,8	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0		
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	Punucapa		
	primavera 2014 (noviembre)	otoño 2015 (abril)	primavera 2015 (noviembre)
TAXA			
POLYCHAETA			
Prionospio (M) patagonica	568,2	965,9	1.193,2
Perinereis gualpensis	113,6	284,1	568,2
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	965,9	227,3	852,3
Nais pardalis	56,8	0	0
INSECTA			
Chironomidae	56,8	56,8	0
Tanypodine	56,8	0	0
Ortocladine	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0
CRUSTACEA			
Paracorophiun hartmannorum	170,5	227,3	738,6
Cyprideis beaconensis	170,5	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	0	56,8	0
Heterias exul	0	0	0
Leucon sp.	0	113,6	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
Littoridina cumingi	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0
CHORDATA			
Geotria australis	0	0	0
ARACHNIDA			
Hydracarina	0	0	0
NEMERTEA			
Nemertea	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa			
	otoño 2016 (abril)	primavera 2016 (octubre)	otoño 2017 (abril)	primavera 2017 (octubre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	511,4	5.056,8	2.556,8	4.715,9
Perinereis gualpensis	113,6	113,6	56,8	56,8
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	1.079,5	9.943,2	1.079,5	1.477,3
Nais pardalis	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	0	0
Tanypodine	0	0	0	0
Ortocladine	0	113,6	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	113,6	3.181,8	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	2.613,6	0	1.363,6	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa				
	otoño 2018 (abril)	primavera 2018 (octubre)	otoño 2019 (abril)	primavera 2019 (octubre)	invierno 2020 (julio)
TAXA					
POLYCHAETA					
Prionospio (M) patagonica	511,4	0	0	3.522,7	2.954,5
Perinereis gualpensis	0	0	0	568,2	511,4
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	1.306,8	454,5	397,7	1.704,5	1.875,0
Nais pardalis	284,1	0	0	227,3	0
INSECTA					
Chironomidae	0	0	0	56,8	0
Tanypodine	0	0	0	0	56,8
Ortocladine	0	56,8	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
Paracorophiun hartmannorum	1.534,1	0	0	28.409,1	12.102,3
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
Littoridina cumingi	56,8	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0
CHORDATA					
Geotria australis	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
Hydracarina	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa			
	otoño 2021 (junio)	primavera 2021 (octubre)	otoño 2022 (abril)	primavera 2022 (diciembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	2.727,3	6.363,6	1.818,2	1.931,8
Perinereis gualpensis	227,3	511,4	170,5	170,5
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	2.272,7	2.556,8	2.386,4	4.375,0
Nais pardalis	0	0	56,8	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	56,8	1.136,4
Tanypodine	0	170,5	113,6	0
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	4.829,5	7.159,1	10.909,1	3.068,2
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	568,2	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa			
	otoño 2023 (mayo)	primavera 2023 (noviembre)	otoño 2024 (mayo)	primavera 2024 (noviembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	397,7	1.306,8	454,5	284,1
Perinereis gualpensis	113,6	113,6	227,3	397,7
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	0	227,3	113,6	0
Nais pardalis	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	113,6	0	0
Tanypodine	56,8	0	0	0
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	113,6	1.761,4	4.318,2	1.306,8
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	170,5	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	**Pichoy**		
	primavera 2014 (noviembre)	**otoño 2015 (abril)**	**primavera 2015 (noviembre)**
TAXA			
POLYCHAETA			
Prionospio (M) patagonica	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	1.477,3	56,8	1.193,2
Nais pardalis	738,6	0	284,1
INSECTA			
Chironomidae	170,5	0	340,9
Tanypodine	56,8	0	0
Ortocladine	0	0	113,6
Stilobezzia sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	113,6	0	0
Heterias exul	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
Littoridina cumingi	0	0	0
Pisidium sp.	56,8	0	0
Mulinia edulis	0	0	0
CHORDATA			
Geotria australis	0	0	0
ARACHNIDA			
Hydracarina	0	0	0
NEMERTEA			
Nemertea	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	**Pichoy**			
	otoño 2016 (abril)	**primavera 2016 (octubre)**	**otoño 2017 (abril)**	**primavera 2017 (octubre)**
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	681,8	5.340,9	340,9	909,1
Nais pardalis	0	2.329,5	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	0	113,6
Tanypodine	56,8	0	0	0
Ortocladine	0	5.056,8	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	227,3	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	113,6	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	**Pichoy**				
	otoño 2018 (abril)	**primavera 2018 (octubre)**	**otoño 2019 (abril)**	**primavera 2019 (octubre)**	**invierno 2020 (julio)**
TAXA					
POLYCHAETA					
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	511,4	3.920,5	681,8	1.193,2	3181,8
Nais pardalis	0	681,8	0	6.590,9	113,6
INSECTA					
Chironomidae	0	568,2	0	454,5	57,0
Tanypodine	0	0	0	1.250,0	0
Ortocladine	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
Paracorophiun hartmannorum	56,8	0	0	0	909,1
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0
CHORDATA					
Geotria australis	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
Hydracarina	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Pichoy			
	otoño 2021 (junio)	primavera 2021 (octubre)	otoño 2022 (abril)	primavera 2022 (diciembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	170,5	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	1.363,6	9.431,8	397,7	3.011,4
Nais pardalis	0	852,3	113,6	0
INSECTA				
Chironomidae	0	284,1	0	5.626,0
Tanypodine	0	340,9	227,3	170,5
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	56,8	56,8	113,6	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	56,8	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Pichoy			
	otoño 2023 (mayo)	primavera 2023 (noviembre)	otoño 2024 (mayo)	primavera 2024 (noviembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	284,1	511,4	170,5	2045,5
Nais pardalis	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	681,8	0	852,3
Tanypodine	397,7	113,6	0	0
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Ceratogonidae	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	227,3	0	454,5	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

4.4 MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES

ANTECEDENTES

Los macroinvertebrados bentónicos que habitan los fondos acuáticos pedregosos o ritrales, son organismos que se adhieren a dicho sustrato, o bien se refugian entre éstos como estrategia para protegerse de las corrientes hídricas. La mayor parte de los invertebrados que componen esa macrofauna, son larvas y estados inmaduros de insectos con ciclos de vida anfibio (*e.g.,* efemerópteros, plecópteros, tricópteros, dípteros y coleópteros), cuyos estados pre adultos viven en el fondo de los ríos por periodos que fluctúan entre meses y años. Tales insectos, además de otros artrópodos que coexisten con los mismos (*e.g.*, crustáceos del género *Aegla*), son parte importante de la dieta de peces y de mamíferos acuáticos en tales ambientes (*e.g*., Medina, 1997, 1998).

Debido a su sensibilidad a condiciones estresantes, a su movilidad limitada y al hecho de que tengan ciclos de vida que pueden superar el año, estos organismos bentónicos, permiten detectar cambios ambientales asociados. Tales cambios incluyen, por ejemplo, el ingreso de altas cargas de materia orgánica a los cuerpos acuáticos, lo que puede influir adversamente sobre las funciones fisiológicas de las especies, como, por ejemplo, sobre la reproducción y el reclutamiento de las mismas. La periodicidad de los monitoreos que incluyen este tipo de organismos es relevante, ya que la presencia de los mismos en el medio acuático, depende de la estación debido a que en un período del año dejan ese ambiente y emergen para convertirse en organismos adultos.

Debido a lo anterior, el estudio de los organismos bentónicos de los fondos ritrales y fundamentalmente insectos, constituye una herramienta eficaz para evaluar eventuales cambios ambientales en sistemas acuáticos, como es el caso de la porción superior del humedal del río Cruces.

OBJETIVOS

- Analizar la riqueza y abundancia de especies de invertebrados bentónicos que ocurren en fondos ritrales o pedregosos del sector del río Cruces ubicado aguas arriba del Santuario de la Naturaleza río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Carlos Anwandter, durante el período 2014-2024.
- Evaluar la calidad del agua del área de estudio, referida a carga orgánica, mediante la estimación de un índice basado en la presencia y abundancia de estos invertebrados.
- Comparar los resultados obtenidos durante el año 2024, con los datos de los muestreos realizados durante el período 2014-2023.

MATERIAL Y METODOS

Obtención de las muestras de invertebrados bentónicos

Los muestreos se realizaron en otoño (mayo) y primavera (octubre) del año 2024, en los sitios que se muestran en la Figura 4.4.1.

Las estaciones de muestreo se dispusieron sobre sustratos de ripio grueso o bolones de 8 a 20 cm de diámetro, en la zona marginal del cauce hídrico y a una profundidad no superior a los 60 cm, la cual es el límite de alcance del brazo del operador del artefacto de muestreo. Las muestras fueron obtenidas con una red Surber (área muestreal de 0,09 m^2) provista con malla de 250 µm de trama (Fig. 4.4.2). Esta se usó por cinco minutos para la obtención de cada muestra; los clastos (piedras) recogidos en el marco de 30 x 30 cm, fueron frotados a mano en la boca de la red, lo cual permitió que los animales removidos fueran arrastrados por la corriente dentro del artefacto. Las muestras recolectadas (n= 4 por sitio de muestreo), se almacenaron en bolsas plásticas con etanol al 90% debidamente etiquetadas, para la posterior identificación y recuento de la fauna bajo lupa

estereoscópica y microscopio. La identificación de los taxa se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible.

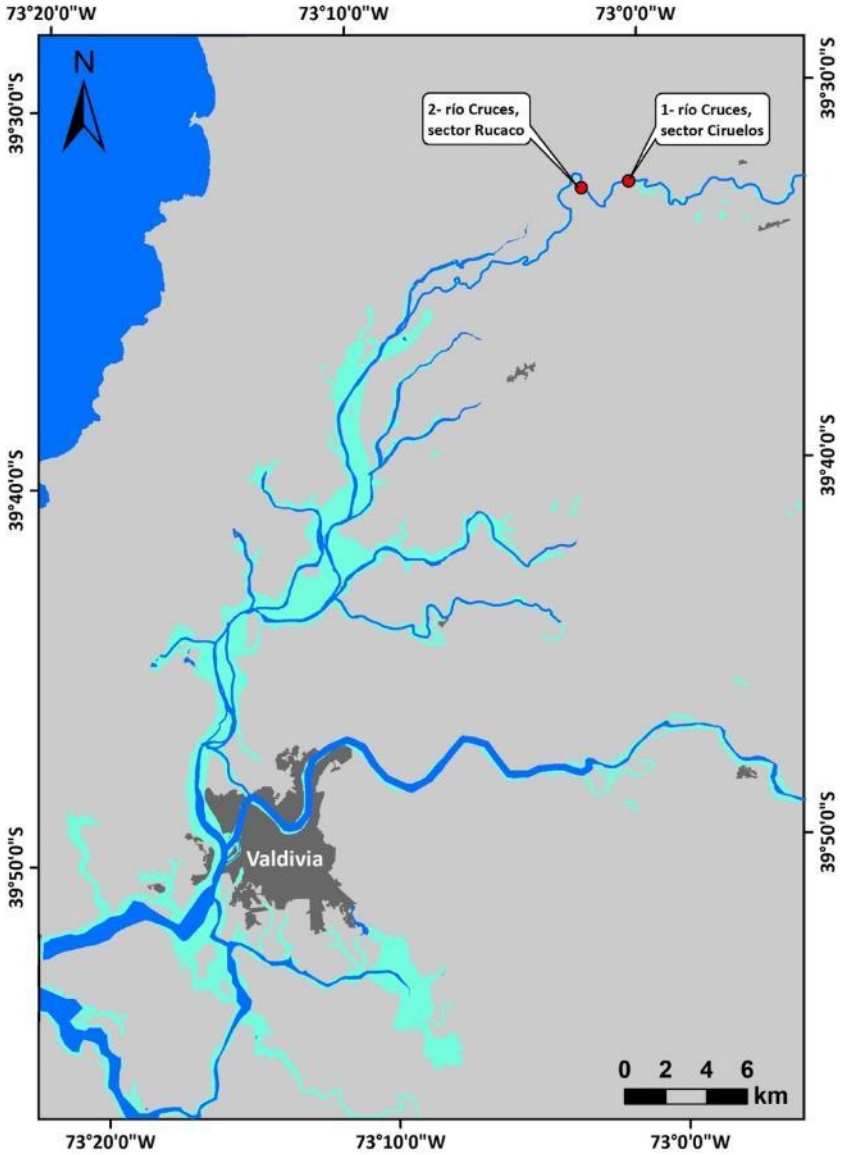


Figura 4.4.1. Ubicación de las dos estaciones de muestreo seleccionadas para el monitoreo de la macrofauna de fondos ritrales en el río Cruces. La correspondencia de estas estaciones con las destinadas al estudio del agua superficial y sedimentos submareales es: Ciruelos (estación 1) y Rucaco (estación 2).

Figura 4.4.2. Uso de red Surber en río Cruces, sector Rucaco para muestreo de la macrofauna bentónica de fondos ritrales.

Estructura comunitaria de la macrofauna bentónica

Los valores promedio de las abundancias de cada sitio se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies e Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977). Con el objetivo de evaluar eventuales asociaciones faunísticas entre sitios de muestreo se realizaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM), utilizando la distancia de Bray-Curtis como índice de similitud entre estaciones. Los datos fueron transformados con log (X) + 1, previo a su inclusión en los análisis. Los resultados de la distribución espacial de las agrupaciones se generan sobre un plano cartesiano de dos dimensiones. El EMDNM genera un valor de “stress” que corresponde a una medida de “no-bondad” del ajuste *(i.e.*, mientras mayor sea la distancia entre los objetos mayor es el valor

de “stress”, por ende, peor es el modelo resultante). Las categorizaciones para interpretar el valor de “stress” son las siguientes: 0,2 = modelo pobre; 0,1 = modelo aceptable; 0,05 = modelo bueno; y 0 = valor mínimo y que corresponde a un excelente modelo de asociación (Kruskal, 1964).

Organismos bentónicos de fondos ritrales y carga orgánica en el agua

Para evaluar la calidad del agua referida a carga de materia orgánica disponible en el ambiente mediante indicadores biológicos, se utilizó el Índice Biótico de Hilsenhoff modificado (RBP III) (Plafkin *et al*., 1989) el que está basado en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos, expresado en la siguiente ecuación:

$$IB = \sum \frac{n_i \times a_i}{N}$$

Dónde:

IB = Índice Biótico

n_i = es el número de individuos del taxón “i”

a_i = es el valor de tolerancia del taxón “i”

N = es el número total de individuos de la muestra

Los valores de tolerancias a carga orgánica de los taxa estudiados varían entre 0 y 10. Los organismos con valores de 0 corresponden a aquellos que son intolerantes a las cargas de materia orgánica, a la vez que un valor de 10 corresponde a aquellos organismos que son muy tolerantes a cargas orgánicas. Los rangos intermedios incluyen organismos facultativos respecto a dicho tipo de cargas. Los valores de tolerancia de los taxa están basados en Klemm *et al*., (1990), Barbour *et al*., (1999), Mandaville (2002) y Figueroa *et al*., (2007). Para los análisis de calidad de agua se utilizó la escala que se presenta en la Tabla 4.4.1.

Tabla 4.4.1. Graduación de la calidad del agua en función del Índice Biótico de Hilsenhoff (1988) comúnmente utilizado para evaluar carga orgánica en ríos.

Índice Biótico	Condición	Grado de contaminación orgánica*
0,00-3,50	Excelente	Contaminación orgánica no aparente
3,51-4,50	Muy buena	Contaminación orgánica muy leve
4,51-5,50	Buena	Algo de contaminación orgánica
5,51-6,50	Regular	Contaminación orgánica algo significativa
6,51-7,50	Algo pobre	Contaminación orgánica significativa
7,51-8,50	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
8,51-10,0	Muy pobre	Contaminación orgánica severa

* = El término "contaminación" empleado anteriormente, se refiere a una traducción textual del Índice creado por Hilsenhoff en 1988.

RESULTADOS

Composición faunística

Durante el año 2024 se registraron 29 taxa de macroinvertebrados, bentónicos en los fondos ritrales de las estaciones Ciruelos y Rucaco, siendo los insectos del orden Díptera, al igual que en muestreos previos, los que tuvieron la mayor diversidad tanto en otoño como en primavera. En otoño se registraron 24 taxa, de los cuales 19 correspondieron a Insectos. En primavera en tanto se registraron 24 taxa, correspondiendo 20 a Insectos, mientras que los otros taxa correspondieron a crustáceos, moluscos, gusanos planos platelmintos y gusanos anélidos.

La Tabla 4.4.2 muestra la presencia de taxa en cada estación del año y los valores de tolerancia a la contaminación orgánica de cada taxa que serán utilizados en el Índice Biótico de Hilsenhoff (*cf*. Tabla 4.4.1).

Tabla 4.4.2. Invertebrados bentónicos de fondos ritrales recolectados en el área de estudio durante el año 2024 (campañas correspondientes a las temporadas de otoño y primavera). Se indica además el valor del Índice Biótico asignado para cada especie (*cf*. Tabla 4.4.1). VT= Valor Tolerancia contaminación orgánica.

Phylum	Clase	Orden	Taxa	VT	Otoño 2024	Primavera 2024
Arthropoda	Insecta	Diptera	*Eukiefierella* sp.	4	✓	✓
			Corynoneura sp.	4	✓	✓
			Simulium sp.	4	✓	✓
			Atherix sp.	4	✓	✓
			Orthocladiinae	6	✓	✓
			Orthocladius sp.	6	✓	✓
			Reothanytarsus sp.	6	✓	✓
			Podonomus sp.	1	✓	✓
			Limonia sp.	4	X	✓
			Empididae	6	✓	✓
		Ephemeroptera	*Meridialaris diguillina*	4	✓	X
			Andesiops torrens	4	✓	✓
			Andesiops peruvianus	5	X	✓
			Penaphlebia chilensis	5	✓	✓
		Plecoptera	*Antarctoperla michaelseni*	1	✓	✓
			Limnoperla jaffueli	2	✓	✓
			Austronemoura sp.	1	✓	X
		Trichoptera	*Smicridea annulicornis*	5	✓	✓
			Metrichia sp.	5	X	✓
			Limnephilidae	2	✓	X
		Coleoptera	*Luchoelmis* sp.	4	✓	X
			Austrolimnius sp.	4	✓	✓
			Hydraenidae	4	X	✓
			Staphylinidae	4	X	✓
	Crustacea	Decapoda	*Aegla* sp.	5	✓	✓
		Anfipoda	*Hyalella* sp.	7	✓	✓
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	*Chilina dombeyana*	6	✓	✓
Platyhelminthes	Tricladida	Dugesiidae	*Dugesia anceps*	4	✓	X
Annelida	Oligochaeta	Tubificidae	*Tubifex* sp.	10	✓	✓

Atributos Comunitarios

Riqueza de especies

Desde el comiendo de este monitoreo, durante las veinte campañas realizadas entre el período 2014 - 2024, el promedio de la riqueza de especies ha variado desde dos especies, esto registrado en el sector de Rucaco en otoño del año 2022, hasta 21 especies, registrado en el sector de Rucaco durante la primavera del año 2021 (Tabla 4.4.3). En el muestreo del año 2024, la riqueza de especies fue mayor en Ciruelos (13 taxa) comparado a Rucaco (12 taxa) en primavera, mientras que, en otoño, la riqueza de especies fue la misma para ambas estaciones de muestreo, reportándose 10 taxa (Tabla 4.4.3).

Al igual que en los últimos informes, no se encontró tendencias estadísticamente significativas (p>0,05) para la variabilidad temporal de la riqueza de especies desde el año 2014 a la fecha (Fig. 4.4.3).

Tabla 4.4.3. Riqueza de especies de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño y primavera del período 2014-2024. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas (tres para ambos periodos del año 2014) con desviación estándar en paréntesis.

Sitios	**Riqueza de especies (n°)**							
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015	otoño 2016	primavera 2016	otoño 2017	primavera 2017
1 (sector Ciruelos)	18 (1)	14 (1)	13 (1)	7 (1)	12 (1)	13 (1)	13 (1)	10 (1)
2 (sector Rucaco)	13 (1)	15 (0)	11 (1)	13 (1)	9 (2)	12 (1)	10 (1)	14 (3)
	otoño 2018	primavera 2018	otoño 2019	primavera 2019	otoño 2020	primavera 2020	otoño 2021	primavera 2021
1 (sector Ciruelos)	11 (2)	12 (2)	14 (1)	12 (2)	13 (3)	15 (2)	15 (3)	18 (4)
2 (sector Rucaco)	7 (2)	9 (2)	9 (1)	9 (3)	11 (1)	13 (3)	15 (4)	21 (2)
	otoño 2022	primavera 2022	otoño 2023	primavera 2023	otoño 2024	primavera 2024		
1 (sector Ciruelos)	4 (2)	16 (1)	16 (3)	11 (1)	10 (2)	13 (2)		
2 (sector Rucaco)	2 (1)	14 (4)	12 (2)	13 (2)	10 (2)	12 (2)		

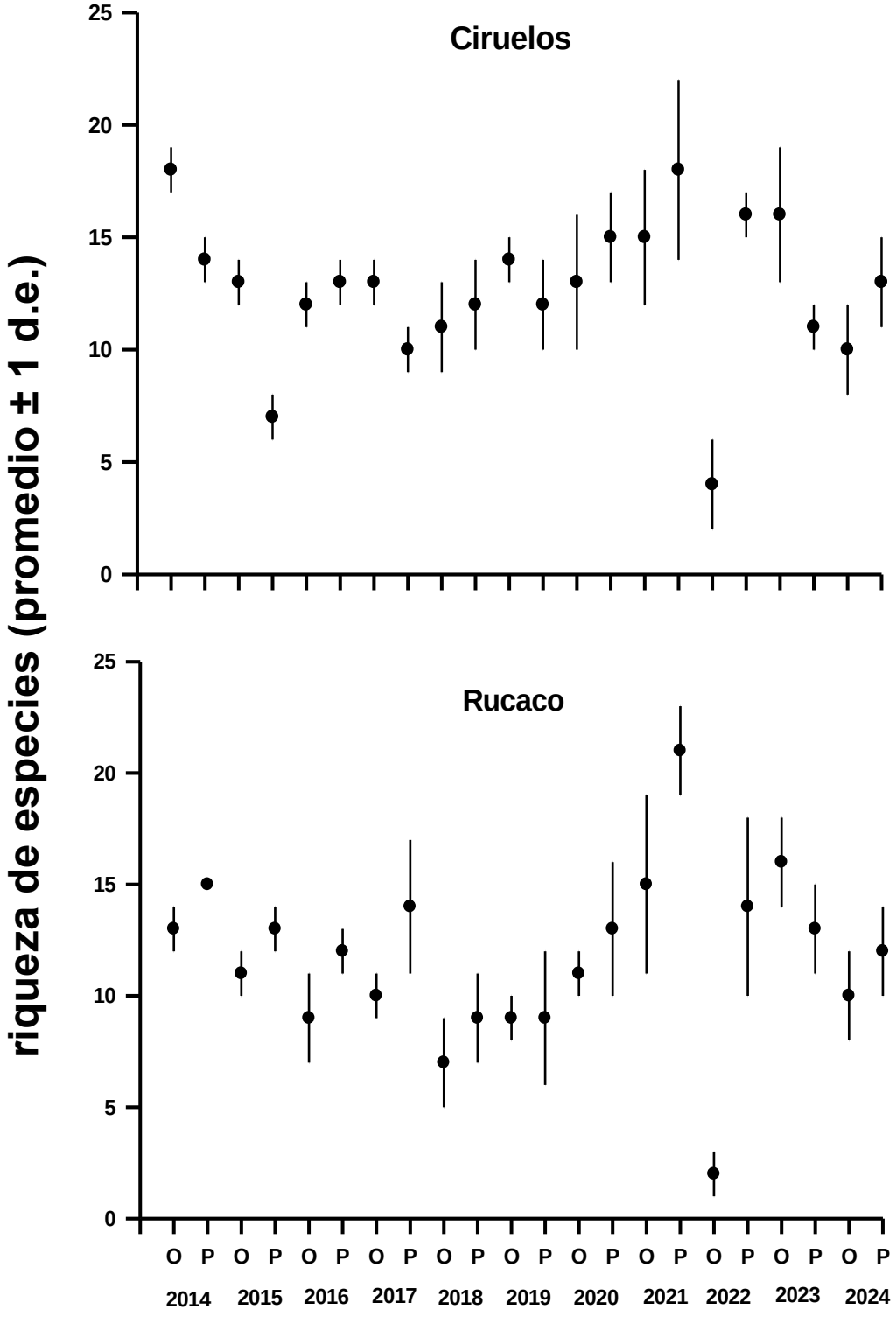


Figura 4.4.3. Riqueza promedio de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2024.

Abundancia

Desde el comienzo de este monitoreo, la mayor abundancia de organismos bentónicos ocurrió en el sector Ciruelos durante otoño del año 2017 (19.797 ind/m^2) (Tabla 4.4.4), mientras que la menor abundancia se registró en el sector Rucaco (38,8 ind/m^2) en otoño del año 2022 (Tabla 4.4.4). Durante el último muestreo del año 2024, la mayor abundancia se registró en Rucaco en otoño con 1.680,6 ind/m^2 (Tabla 4.4.4).

Al igual que en los últimos informes, las abundancias totales no presentaron tendencias estadísticamente significativas ($p>0,05$), al aumento o disminución en el tiempo transcurrido desde el inicio de este monitoreo (Fig. 4.4.4).

Tabla 4.4.4. Abundancia total (ind/m^2) de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño y primavera del período 2014-2024. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas (tres para ambos periodos del año 2014) con desviación estándar en paréntesis.

Sitios	**Abundancia total (ind/m^2)**			
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
1 sector Ciruelos	1.600,0 (616,5)	1.622,2 (539,3)	730,6 (170,3)	780,6 (56,9)
2 sector Rucaco	929,6 (109,6)	1.663,0 (39,0)	536,1 (69,3)	2.836,1 (835,4)
	otoño 2016	primavera 2016	otoño 2017	primavera 2017
1 sector Ciruelos	8.086,1 (1.579,3)	4.955,6 (1.431,6)	19.797,2 (15.137,2)	3.175,0 (369,6)
2 sector Rucaco	7.994,4 (5.748,3)	7.144,4 (2.690,1)	2.552,8 (865,0)	5.286,1 (877,3)
	otoño 2018	primavera 2018	otoño 2019	primavera 2019
1 sector Ciruelos	1.952,8 (1.083,9)	1.752,8 (594,1)	2.283,3 (245,9)	1.211,1 (626,8)
2 sector Rucaco	2.352,8 (1.175,9)	644,4 (307,3)	991,7 (550,3)	597,2 (350,5)
	otoño 2020	primavera 2020	otoño 2021	primavera 2021
1 sector Ciruelos	2.394,4 (1.091,2)	3.002,8 (696.5)	4.944,4 (1.883,6)	11.680,6 (4.019,1)
2 sector Rucaco	3.719,4 (1.755,9)	1.275 (708,9)	5.991,7 (3.024,2)	5.994,4 (4.110,3)
	otoño 2022	primavera 2022	otoño 2023	primavera 2023
1 sector Ciruelos	122,2 (52,1)	2.538 (382,4)	3.902,8 (2.1271,1)	522,2 (96,4)
2 sector Rucaco	38,8 (6,4)	2.519,4 (1.427,0)	1.819 (1.129)	694,4 (420,3)
	otoño 2024	primavera 2024		
1 sector Ciruelos	1.297,2 (343,4)	855,6 (207,5)		
2 sector Rucaco	1.680,6 (791,6)	733,3 (278,1)		

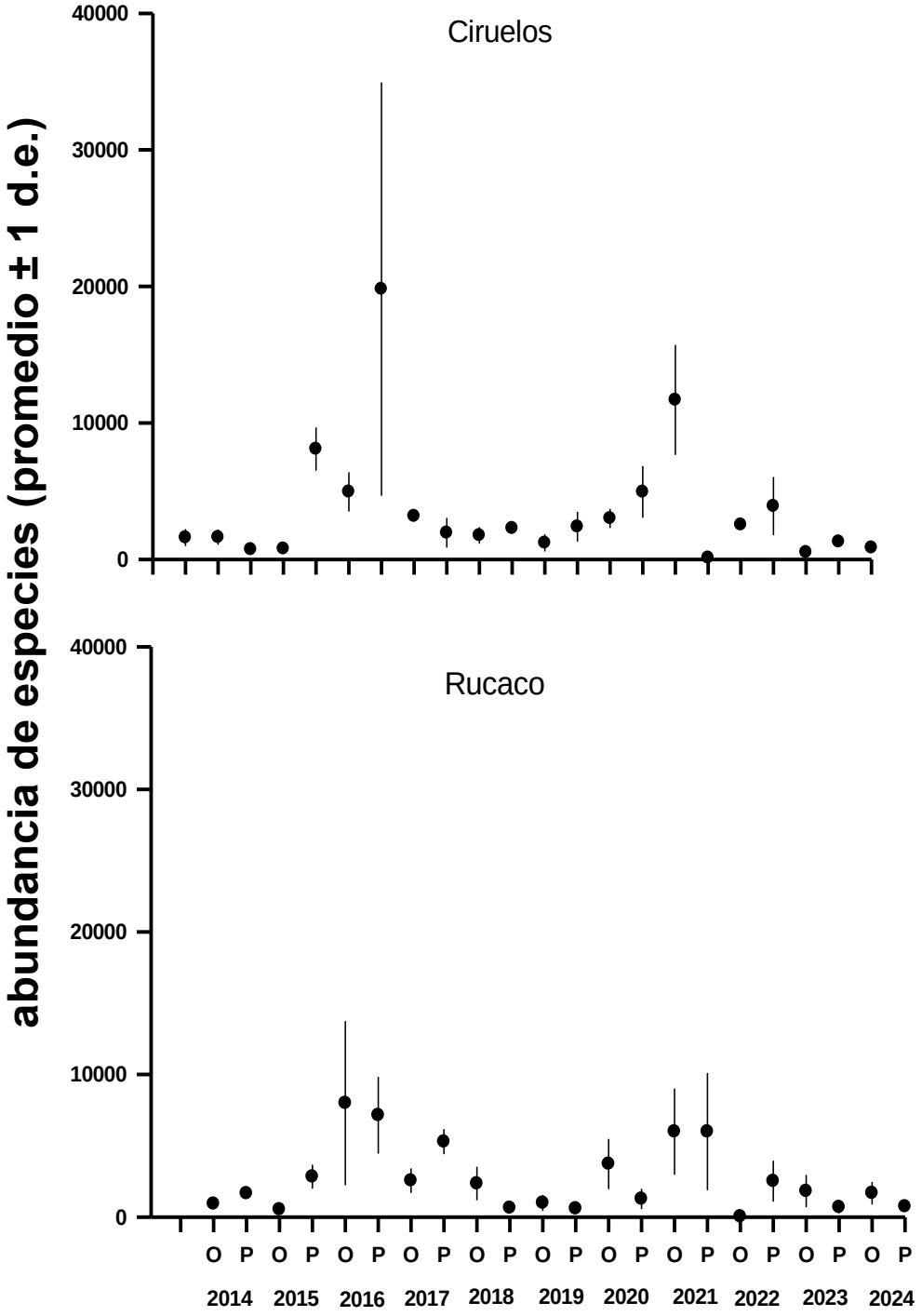


Figura 4.4.4. Abundancia total promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2024.

Dominancia

La especie que ha presentado la mayor ocurrencia en porcentaje durante el período de estudio, es *Smicridea annulicornis* (Trichoptera) con un 78,2% durante el otoño 2019. A la vez, la menor ocurrencia ocurrió durante la primavera del año 2014 y correspondió al díptero *Eukiefferiella* sp. (<15%) (Tabla 4.4.5), ocurriendo ambas dominancias en el sector Rucaco.

Durante la campaña del año 2024, la mayor dominancia ocurrió en el sector Ciruelos en otoño, donde la especie *Eukiefferiella* sp. dominó con un 61,5%. En el sector de Rucaco para la misma fecha dominó la especie de plecóptero *Antarctoperla michaelseni* con un 32,4%. En primavera para el sector Ciruelos la especie de trichoptero *Smicridea annulicornis* dominó con un 31,2%. Finalmente, para el sector de Rucaco en primavera la dominancia fue muy baja, siendo dos especies, ambas con un 19,7%, las que alcanzaron mayor representatividad, estas fueron el díptero *Orthocladius* sp. y el ephemeroptero *Andesiops peruvianus* (Tabla 4.4.5).

Tabla 4.4.5. Listado de las especies más abundantes de macroinvertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante otoño y primavera del período 2014- 2024. Los valores son porcentajes de abundancia de esas especies.

sitios	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
	otoño 2014		**primavera 2014**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	25,0	*Eukiefferiella* sp.	21,5
2 sector Rucaco	*Luchoelmis* sp.	17,9	*Eukiefferiella* sp.	14,5
	otoño 2015		**primavera 2015**	
1 sector Ciruelos	*Eukiefferiella* sp.	22,1	*Tubifex* sp.	30,2
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	20,7	*Corynoneura* sp.	31,8
	otoño 2016		**primavera 2016**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	35,4	*Simulium* sp.	23,4
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	61,0	*Simulium* sp.	27,1
	otoño 2017		**primavera 2017**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	46,2	*Eukiefferiella* sp.	31,8
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	52,8	*Eukiefferiella* sp.	32,3
	otoño 2018		**primavera 2018**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	29,6	*Limnoperla jaffueli*	47,4
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	34,0	*Atherix* sp.	27,6
	otoño 2019		**primavera 2019**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	73,2	*Penaphlebia chilensis*	31,0
2 sector Rucaco	*Smicridea annulicornis*	78,2	*Eukiefierella* sp.	51,2
	otoño 2020		**primavera 2020**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	48,3	*Smicridea annulicornis*	40,2
2 sector Rucaco	*Smicridea annulicornis*	62,1	*Smicridea annulicornis*	39,9
	otoño 2021		**primavera 2021**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	36,8	*Smicridea annulicornis*	51,0
2 sector Rucaco	*Eukiefierella* sp.	37,9	*Smicridea annulicornis*	57,6
	otoño 2022		**primavera 2022**	
1 sector Ciruelos	*Antarctoperla michaelseni*	38,6	*Smicridea annulicornis*	41,7
2 sector Rucaco	*Antarctoperla michaelseni*	35,7	*Smicridea annulicornis*	31,9
	otoño 2023		**primavera 2023**	
1 sector Ciruelos	*Eukiefierella* sp.	37,2	*Antarctoperla michaelseni*	28,7
2 sector Rucaco	*Smicridea annulicornis*	22,3	*Dugesia* sp.	36,8
	otoño 2024		**primavera 2024**	
1 sector Ciruelos	*Eukiefierella* sp.	61,5	*Smicridea annulicornis*	31,2
2 sector Rucaco	*Antarctoperla michaelseni*	32,4	*Orthocladius* sp.	19,7
			Andesiops peruvianus	19,7

Diversidad

Durante las campañas de monitoreo realizadas durante el año 2024, los valores variaron entre 0,58 reportado en otoño en la localidad de Ciruelos y 0,86 registrado en la localidad de Rucaco en primavera (Tabla 4.4.6). Los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') han oscilado entre 0,31 (Rucaco, otoño 2022) y 1,07 (en los sectores Ciruelos y Rucaco durante el otoño y primavera del año 2014, respectivamente (Tabla 4.4.6). En ambas estaciones de muestreo la variabilidad temporal del índice de diversidad no presentó tendencia hacia un aumento o disminución estadísticamente significativa a través del tiempo (p>0,05) en el tiempo (Fig. 4.4.5).

Tabla 4.4.6. Índice de Diversidad de Shannon de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño y primavera del período 2014-2024. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas (tres para ambos periodos del año 2014) con desviación estándar en paréntesis.

Sitios	**diversidad de Shannon (H')**			
	otoño 2014	**primavera 2014**	**otoño 2015**	**primavera 2015**
1 (sector Ciruelos)	1,07 (0,04)	1,02 (0,02)	0,96 (0,05)	0,56 (0,12)
2 (sector Rucaco)	0,98 (0,02)	1,07 (0,01)	0,92 (0,07)	0,85 (0,03)
	otoño 2016	**primavera 2016**	**otoño 2017**	**primavera 2017**
1 (sector Ciruelos)	1,05 (0,05)	0,78 (0,15)	0,56 (0,17)	0,81 (0,03)
2 (sector Rucaco)	0,88 (0,10)	0,77 (0,03)	0,57 (0,06)	0,71 (0,03)
	otoño 2018	**primavera 2018**	**otoño 2019**	**primavera 2019**
1 (sector Ciruelos)	0,79 (0,09)	0,87 (0,03)	0,48 (0,16)	0,85 (0,09)
2 (sector Rucaco)	0,66 (0,12)	0,78 (0,08)	0,43 (0,13)	0,66 (0,24)
	otoño 2020	**primavera 2020**	**otoño 2021**	**primavera 2021**
1 (sector Ciruelos)	0,69 (0,13)	0,78 (0,05)	0,67 (0,14)	0,64 (0,08)
2 (sector Rucaco)	0,50 (0,19)	0,82 (0,12)	0,82 (0,05	0,84 (0,10)
	otoño 2022	**primavera 2022**	**otoño 2023**	**primavera 2023**
1 (sector Ciruelos)	0,49 (0,18)	0,85 (0,07)	0,80 (0,05)	0,84 (0,09)
2 (sector Rucaco)	0,31 (0,11)	0,79 (0,09)	0,91 (0,08)	0,81 (0,25)
	otoño 2024	**primavera 2024**		
1 (sector Ciruelos)	0,58 (0,02)	0,80 (0,12)		
2 (sector Rucaco)	0,76 (0,10)	0,86 (0,09)		

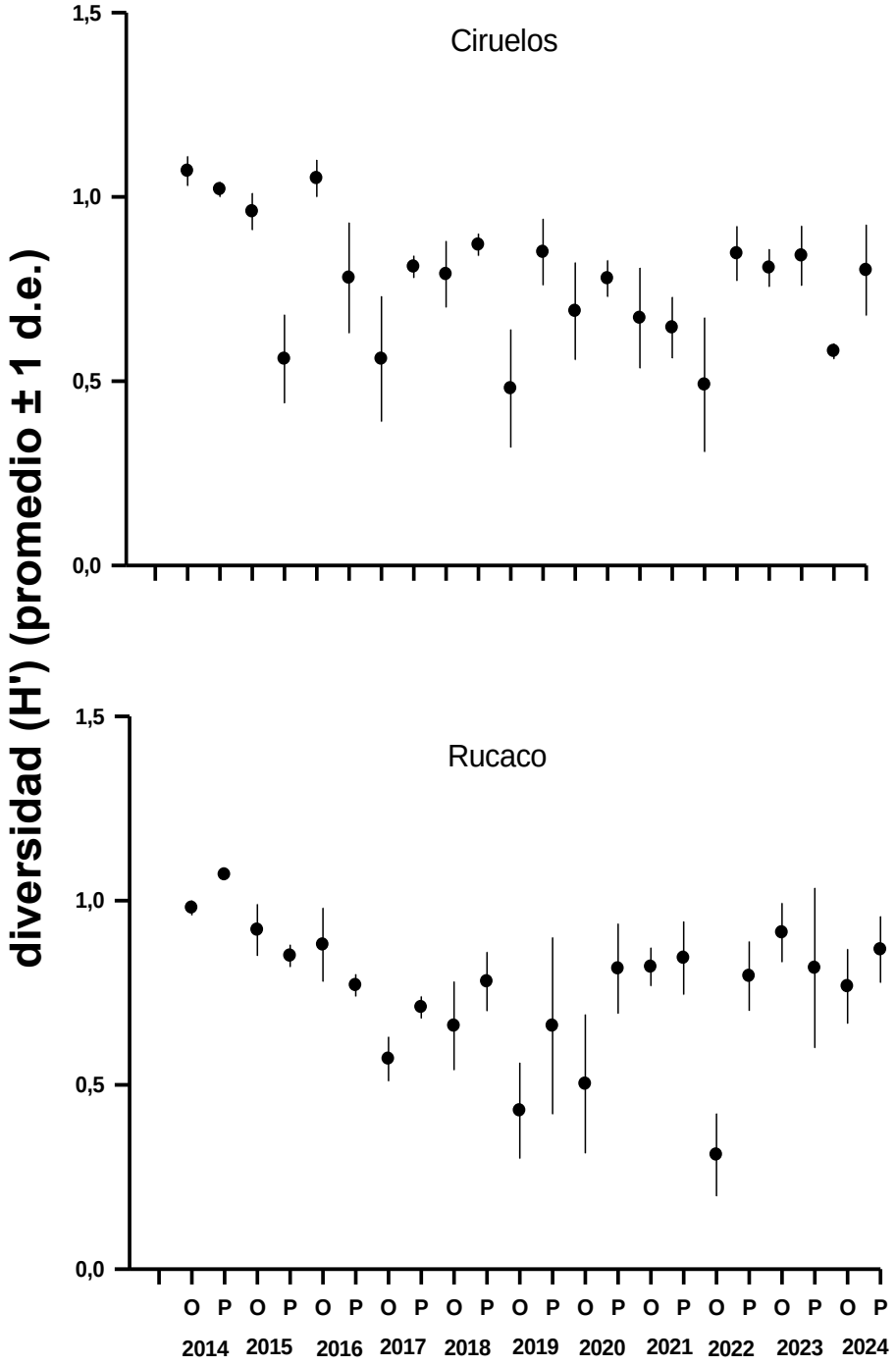


Figura 4.4.5. Diversidad promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2024.

Organismos bentónicos de fondos ritrales y carga orgánica en el agua

Durante los 20 años de monitoreo, esto es en el período 2014 - 2024 y de acuerdo a los valores establecidos para el Índice de Hilssenhoff (RBP III), la calidad del ambiente acuático con respecto a la carga orgánica del mismo, ha sido predominantemente "buena" y "muy buena", con solo tres excepciones. En primavera del año 2015 la condición fue regular en el sector de Ciruelos, en el muestreo de otoño 2022 en el sector de Rucaco donde la calidad del agua fue categorizada de excelente, y en este último muestreo en otoño en el sector de Rucaco donde también se categorizó como excelente (excelente: contaminación orgánica no aparente) (Tabla 4.4.7). Durante el monitoreo de otoño del año 2024, la calidad del agua para la estación de Ciruelos fue de muy buena en otoño, y una calidad de agua buena fue registrada en primavera para el sector Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.4.7 y Tabla 4.4.1).

Tabla 4.4.7. Valores del Índice Biótico de Hilsenhoff para el área de estudio, durante las temporadas de otoño y primavera del período 2014-2024 (Hilsenhoff 1988).

	1 Sector Ciruelos	Calidad Agua	2 Sector Rucaco	Calidad Agua
Otoño 2014	4.50	Muy buena	4.91	Buena
Primavera 2014	4.30	Muy buena	4.21	Muy buena
Otoño 2015	4.86	Buena	4.54	Buena
Primavera 2015	6.23	Regular	4.27	Muy Buena
Otoño 2016	4.79	Buena	4.62	Buena
Primavera 2016	4.36	Muy buena	4.23	Muy buena
Otoño 2017	4.72	Buena	5.03	Buena
Primavera 2017	3.62	Muy buena	3.86	Muy buena
Otoño 2018	4.57	Buena	4.40	Muy buena
Primavera 2018	4.25	Muy Buena	4.57	Buena
Otoño 2019	7.82	Buena	5.04	Buena
Primavera 2019	3.92	Muy buena	4.51	Buena
Otoño 2020	4.76	Buena	4.69	Buena
Primavera 2020	4.87	Buena	4.87	Buena
Otoño 2021	4.66	Buena	5.12	Buena
Primavera 2021	5.02	Buena	5.08	Buena
Otoño 2022	3.61	Muy Buena	3.36	Excelente
Primavera 2022	4.79	Buena	4.87	Buena
Otoño 2023	4.51	Buena	4.55	Buena
Primavera 2023	4.26	Muy buena	4.07	Muy buena
Otoño 2024	4.20	Muy Buena	3.38	Excelente
Primavera 2024	4.56	Buena	4.74	Buena

Análisis de ordenamiento

La representación gráfica de los resultados de los análisis de EMDNM llevados a cabo para evaluar eventuales similitudes taxonómicas entre sitios de muestreo, se presentan en la Figura 4.4.6.

A un nivel de similitud faunística de 40% (estimación exigente), se observa la conformación de cinco grupos. Tres estaciones quedan separadas en tres grupos, las estaciones Ciruelos y Rucaco muestreadas en otoño 2022 y la estación Rucaco muestreada en otoño 2019. Estas estaciones y en estas fechas de muestreo tuvieron una composición del ensamble de macroinvertebrados diferente al resto del monitoreo, en efecto tienen el menor valor del índice de diversidad de Shannon a través de todo el estudio. El quinto grupo incluye ambas estaciones de muestreo, muestreadas entre 2014 y 2018 (ubicada a un costado derecho inferior del EMDNM) y el quinto grupo ambas estaciones de muestreo, muestreadas entre 2019 y 2024 (ubicada en el centro de la Figura del EMDNM) (Fig. 4.4.6).

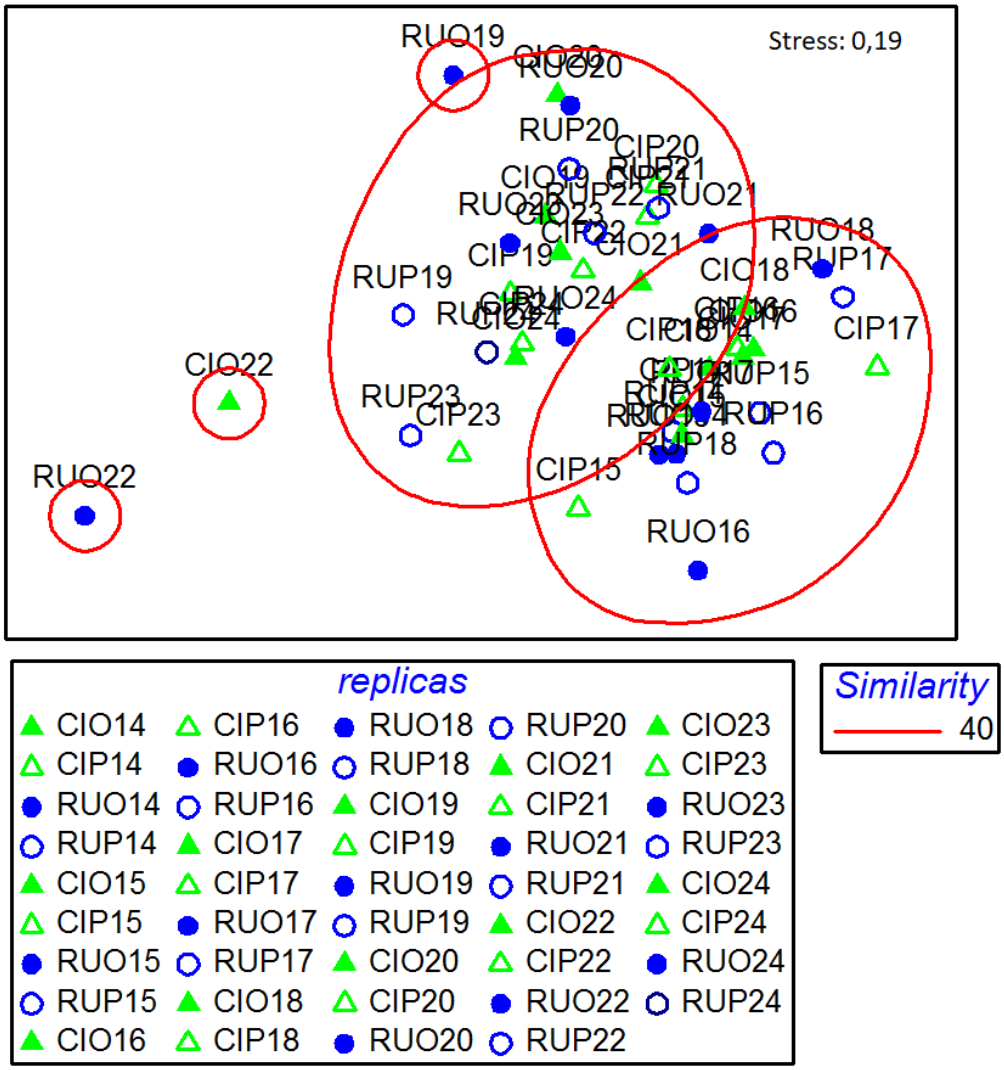


Figura 4.4.6. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) basado en la abundancia de los diferentes taxa, presentes en los fondos pedregosos del área de estudio (2014-2024) en base a una similitud de 40%. CI = Ciruelos, RU = Rucaco, O = otoño, P = primavera).

CONCLUSIONES

• En el monitoreo del año 2024, se registraron 29 taxa de macroinvertebrados en el área de estudio, correspondiendo la mayoría a insectos acuáticos. La riqueza de especies en este monitoreo ha sido similar a lo registrado desde el año 2014 al año 2023.

• Las especies que predominaron en las campañas de muestreo del año 2023 en las estaciones Ciruelos y Rucaco fueron insectos acuáticos, destacándose los dípteros Chironomidos: *Eukiefierella* sp. y *Orthocladius* sp., el trichoptero *Smicridea annulicornis*, el plecóptero *Antarctoperla michaelseni*, y el ephemeróptero *Andesiops peruvianus*.

• De forma similar a los últimos informes, no se han observado tendencias significativas ($p>0,05$) en la variabilidad temporal de la abundancia de especies, así como en la riqueza de especies, tanto para la estación Ciruelos como para Rucaco.

• Respecto a los valores del índice de Diversidad de Shannon, estos muestran que la diversidad de los organismos bentónicos de los fondos ritrales del sector Ciruelos y Rucaco no presentan tendencias significativas de aumento o disminución de este índice a través del tiempo ($p>0,05$). Estos mismos resultados han sido registrados durante los últimos informes.

• Los valores del Índice biótico de Hilsenhoff, indican que la calidad del agua durante los muestreos realizados el año 2024 es buena y muy buena, similar a lo registrado en los muestreos entre 2014 y 2023. Excepcionalmente en la estación Rucaco en otoño se registró una calidad de agua Excelente (la mejor clase de calidad de agua que se puede registrar con el índice biótico).

• El análisis de ordenamiento multidimensional tendiente a evaluar eventuales relaciones taxonómicas entre sitios y estaciones del año, muestra que a una similitud de 40%, se forman cinco grupos. El muestreo ocurrido en otoño y primavera de 2024, para las estaciones Rucaco y Ciruelos, muestra que la composición del ensamble de macroinvertebrados es similar a la registrada desde el año 2019 al 2023. En general los datos se separan básicamente por años y no por sitios, por ende, se puede

hipotetizar que, a partir del año 2019, el conjunto de datos de ambos sitios ha variado en la misma dirección y con mayor homogeneidad taxonómica.

REFERENCIAS

Allan JD, Flecker AS, Segnini S, Taphorn DC, Sokol E, Kling GW (2006) Limnology of Andean piedmont rivers of Venezuela. Journal of the North American Benthological Society 25(1):66-81

Aura CM, Raburu PO, Herrmann J (2010) A preliminary macroinvertebrate Index of Biotic Integrity for bioassessment of the Kipkaren and Sosiani Rivers, Nzoia River basin, Kenya. Lakes & Reservoirs: Research & Management 15(2):119-128

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. EPA 841/B-99/002. US Environmental Protection Agency, Office of water, Washington DC

Brower, JE, Zar JH (1977) Field laboratory methods for general ecology. William C. Brown Company Publishers. Dubuque, USA, p 192

Figueroa R, Palma A, Ruiz V, Niell X (2007) Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. Revista Chilena de Historia Natural 80(2):225-242

Hilsenhoff WL (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7(1):65-68

Klemm DJ (1990) Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600/4-90/030.Xii. US Environmental Protecting Agency, p 256

Kruskal JB (1964) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. Psychometrika 29(2):115-129

Mandaville SM (2002) Benthic macroinvertebrate in freshwaters- taxa tolerance values, metrics, and protocols. (Proyect H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Canada

Marqués MJ, Martínez-Conde E, Rovira JV (2001) Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. Ecotoxicology and Environmental Restoration 4(1):25-31

Medina G (1997) A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in southern Chile. Journal of Zoology 242(2):291-297

Medina G (1998) Seasonal variations and changes in the diet of southern river otter in different freshwater habitats in Chile. Acta Theriologica 43:285-292

Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (1989) Integration of habitat, water quality, and biosurvey data. In: Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (eds) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440/4-89/001. US Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, Washington DC, 80-103 p

4.5. CAMARONES (*Samastacus spinifrons*)

ANTECEDENTES

En las aguas continentales de Chile habitan seis especies de camarones de la familia Parastacidae (Crustacea, Decapoda): *Samastacus spinifrons*, *Parastacus nicoleti*, *Parastacus pugnax*, *Virilastacus araucanius*, *Virilastacus rucapihuelensis* y *Virilastacus retamali*. Con excepción de la primera especie, todos estos camarones son especies endémicas cuya distribución geográfica en conjunto se encuentra entre el río Aconcagua por el norte y la península de Taitao por el sur (Rudolph, 2010). Del conjunto de especies arriba mencionadas, *S. spinifrons* o Camarón de río y *P. nicoleti* o Camarón de vega, han sido mencionadas como crustáceos comunes en el humedal del río Cruces en adelante HRC (http://www.ceachile.cl/Cruces/Fauna.htm).

Si bien escasos, hay estudios que muestran que algunas de las especies de camarones anteriormente mencionadas, tienen un rol relevante en la estructura de las tramas tróficas en los cuerpos acuáticos donde ocurren. Por ejemplo, *S. spinifrons* es parte de la dieta de depredadores como peces salmonídeos, anfibios (*Calyptocephalella gayi*, Rana chilena) (Rudolph, 1984), aves acuáticas (*Ardea alba*, Garza blanca grande) (Figueroa & Corales, 1997) y Huairavo (*Nycticorax nycticorax*) (Corales & Figueroa, 1999), así como de mamíferos acuáticos (*Lontra provocax,* Huillín; *Neovison vison,* Visón) (Medina, 1997, Franco *et al.,* 2013).

El estudio de Medina (1997) da cuenta de la importancia de los camarones para la dieta de esos depredadores; *i.e*., el 79 y 48% de las dietas tróficas del Huillín (especie icónica del HRC y sus ríos tributarios) y del Visón (especie invasora) respectivamente, están constituidas por crustáceos, primariamente *Samastacus spinifrons* y *Aegla* sp. Similarmente, Franco *et al.* (2013) encontraron que en 262 muestras de fecas de Huillín recolectadas durante distintas estaciones del año, la aparición de restos de *S. spinifrons* fue cercana al 86%. Dalannais (1984) ha mencionado que las garzas (no se menciona la especie)

depredan sobre *P. pugnax*, a la vez que Medina (1997) menciona a esta especie como parte importante de la dieta del Huillín.

Existen características relacionadas a la historia de vida de los parastácidos en general (*i.e*., crecimiento lento, baja fecundidad, maduración sexual tardía y largos períodos de desarrollo embrionario y post embrionario temprano), que hacen de los camarones de aguas continentales, organismos particularmente sensibles a los cambios o intervenciones en el hábitat que viven (Rudolph, 2002, 2010). Debido a lo mismo y en conjunto con otras características de los mismos, como facilidad de captura y tamaños convenientes para ser manipulados y estudiados, hacen que estos crustáceos puedan ser utilizados como bioindicadores adecuados para evaluar cambios en el tiempo en la calidad de agua de cuerpos acuáticos continentales (Sharma *et al*., 2006; Suárez-Serrano *et al.,* 2010). Por ejemplo, se ha encontrado que perturbaciones ambientales de origen antrópico en ríos, pueden provocar alteraciones en el crecimiento, tamaño, capacidad de reproducción y/o sobrevivencia de camarones (Webb, 2011).

Es en el contexto anterior, es que se seleccionó a *Samastacus spinifrons*, camarón que habita en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), como parte del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC. En este Capítulo se analizan los resultados del año 2024 y se comparan con los obtenidos durante el período 2014 - 2023.

OBJETIVOS

- Analizar la abundancia del Camarón de río (*Samastacus spinifrons*) en el área de estudio durante el año 2024.
- Comparar los resultados obtenidos durante ese año, con los registrados durante el desarrollo de los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (abril 2014 - diciembre 2023).

MATERIAL Y METODOS

Obtención de las muestras de *Samastacus spinifrons*

Durante las campañas de otoño y primavera del año 2024, se realizaron los muestreos destinados a recolectar camarones de río (*Samastacus spinifrons*) correspondientes al quinto año del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC. Estas fueron realizadas en cuatro estaciones: río Cruces, sectores Ciruelos, Rucaco y Punucapa y río Pichoy (Fig. 4.5.1).

Se realizaron transectos de muestreo de 10 metros de largo por 3 de ancho, en cuatro secciones seleccionadas aleatoriamente; el tiempo de trabajo en cada sección fue de 10 minutos aproximadamente y a una profundidad inferior a un metro. La captura de *S. spinifrons* se realizó con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500. Posterior a su captura, los individuos recolectados fueron colocados en estanques con agua donde fueron medidos y liberados en el mismo lugar de captura.

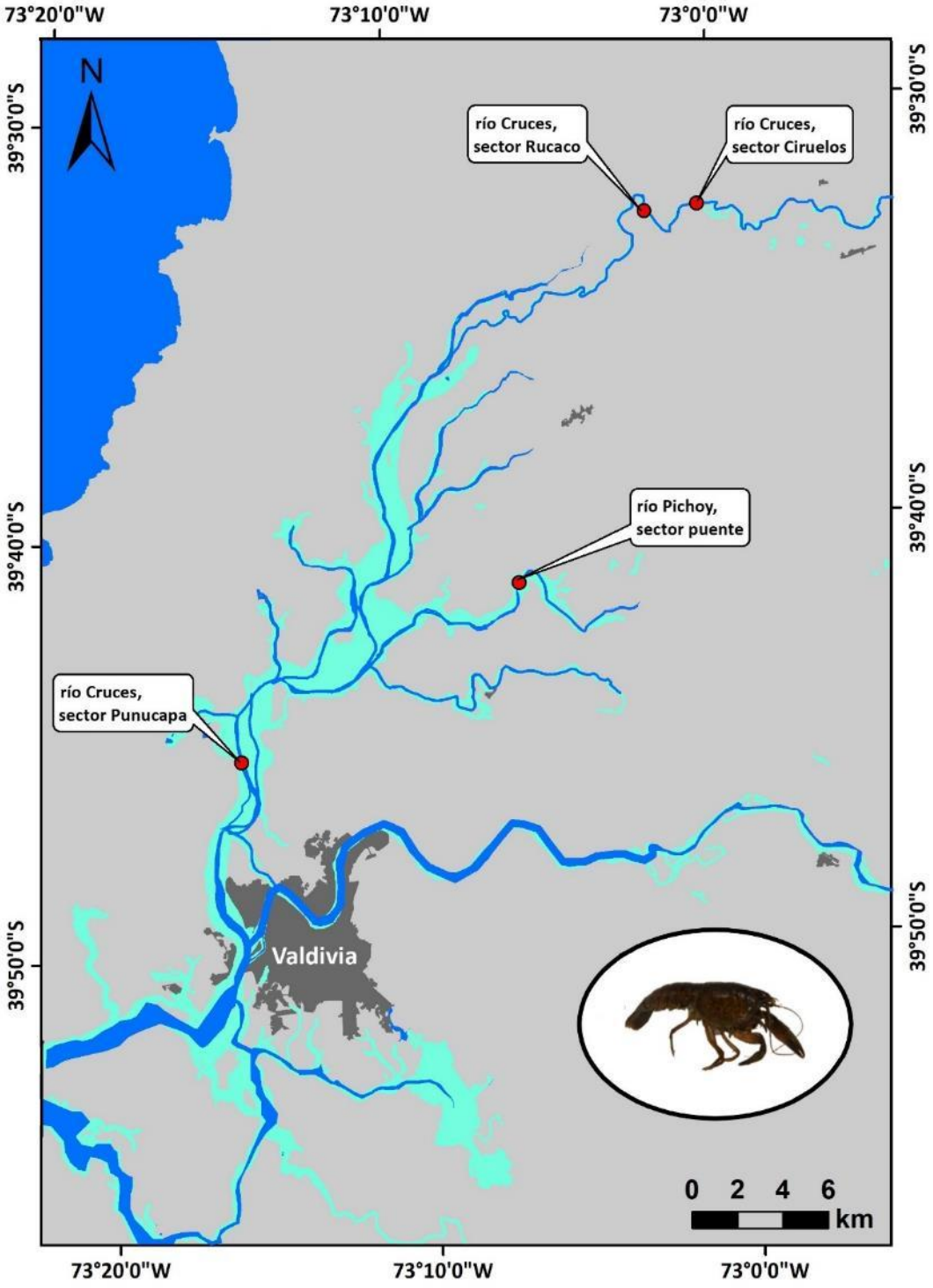


Figura 4.5.1. Ubicación de los cuatro sectores seleccionados para el estudio del Camarón de río *Samastacus spinifrons*, durante el Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC.

Estimaciones de abundancia de *Samastacus spinifrons*

La abundancia de *S. spinifrons* por sector, se estimó en base al promedio de las capturas totales de 4 transectos de 10 metros de largo por 3 de ancho (Fig. 4.5.2). De esta forma, se recorrieron 120 m^2 con el sistema de pesca eléctrica en cada sector del área de estudio. Los valores de abundancia de camarones, se expresan en promedio ± 1 desviación estándar.

Figura 4.5.2. Distribución de los transectos de aproximadamente 30 m^2, destinados a capturar camarones de río en las riberas del área de estudio (en el caso de esta foto, río Cruces, sector Rucaco).

RESULTADOS

Abundancias de *Samastacus spinifrons*

La Tabla 4.5.1 y la Figura 4.5.3, presentan las abundancias del Camarón de río en los transectos ribereños estudiados durante las campañas de los Programas de Diagnóstico (2014) y Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2024).

Considerando ambos muestreos (otoño y primavera), Punucapa continúa siendo el sector con mayores abundancias promedio: 3,1 ± 2,9 (desv. est.) individuos. En particular, durante ambos muestreos del año 2014 y durante el otoño del año 2021, se encontraron los valores más altos de abundancia (Tabla 4.5.1). Lo anterior, sugiere condiciones ambientales estables, posiblemente vinculadas a factores hidrológicos o de calidad de agua.

En contraste a lo observado en Punucapa, en el sector Rucaco y a partir del año 2015, prácticamente no se han recolectado camarones (Tabla 4.5.1 y Fig. 4.5.3), lo que podría indicar una degradación sostenida del hábitat ribereño o condiciones ambientales desfavorables para el desarrollo de este camarón.

Cabe destacar que durante la campaña de otoño del año 2024 y solo en las estaciones de Ciruelos y Rucaco, se registraron abundancias más altas de camarones (incluidos los datos de otoño y primavera) en los sectores de Ciruelos y Pichoy (*cf.* Tabla 4.5.1 y Fig. 4.5.5.).

Tabla 4.5.1. Número de individuos de *Samastacus spinifrons* recolectados en cada transecto durante las campañas de otoño y primavera del período 2014-2024. Se muestran valores promedio por estación con desviación estándar en paréntesis. Durante el año 2014 se realizaron sólo tres transectos de muestreo*. SD= sin datos. Durante el otoño 2020 y por motivos de pandemia, no se realizaron transectos en las estaciones Punucapa y río Pichoy (Ver Materiales y Métodos).

		abundancia				
estaciones	**campaña**	**1**	**2**	**3**	**4**	**promedio**
Eje central río Cruces (área límnica) sector Ciruelos	otoño 2014	6	10	4	*	6,7 (3,1)
	primavera 2014	7	3	7	*	5,7 (2,3)
	otoño 2015	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2015	4	0	5	13	5,5 (5,4)
	otoño 2016	1	1	4	1	1,8 (1,5)
	primavera 2016	5	0	3	0	2,0 (2,4)
	otoño 2017	5	0	1	2	2,0 (2,2)
	primavera 2017	0	4	2	2	2,0 (1,6)
	otoño 2018	1	1	2	0	1,0 (0,8)
	primavera 2018	3	0	0	0	0,8 (1,5)
	otoño 2019	0	0	4	0	1,0 (2,0)
	primavera 2019	4	2	0	0	1,5 (1,9)
	otoño 2020	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	primavera 2020	0	1	3	3	1,8 (1,5)
	otoño 2021	0	0	1	1	0,5 (0,5)
	primavera 2021	1	0	0	0	0,3 (0,4)
	otoño 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2022	3	0	1	0	1,0 (1,2)
	otoño 2023	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2023	1	0	0	2	0,8 (0,8)
	otoño 2024	1	0	0	2	0,8 (1,0)
	primavera 2024	2	1	2	2	1,8 (0,5)
			Promedio general			**1,7 (1,9)**

estaciones	campaña	abundancia 1	2	3	4	promedio
sector Rucaco	otoño 2014	14	8	10	*	10,7 (3,1)
	primavera 2014	2	8	4	*	4,7 (3,1)
	otoño 2015	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2015	0	0	0	2	0,5 (1,0)
	otoño 2016	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2016	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2017	0	0	0	3	0,8 (1,5)
	primavera 2017	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2018	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2018	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2019	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2019	1	0	0	1	0,5 (0,6)
	otoño 2020	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2020	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2021	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2021	1	0	0	0	0,3 (0,4)
	otoño 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2023	0	1	0	1	0,5 (0,5)
	primavera 2023	2	0	0	2	1,0 (1,0)
	otoño 2024	2	0	0	2	1,0 (1,2)
	primavera 2024	0	0	0	1	0,3 (0,5)
			Promedio general			**1,0 (2,4)**
Eje central río Cruces (área estuarial)	otoño 2014	12	11	1	*	8,0 (6,1)
	primavera 2014	12	3	12	*	9,0 (5,5)
sector Punucapa	otoño 2015	0	6	0	0	1,5 (3,0)
	primavera 2015	0	4	8	7	4,8 (3,6)
	otoño 2016	0	8	1	12	5,3 (5,7)
	primavera 2016	0	0	2	10	3,0 (4,8)
	otoño 2017	1	0	4	9	3,5 (4,0)
	primavera 2017	2	0	14	11	6,8 (6,8)
	otoño 2018	5	0	4	3	3,0 (2,2)
	primavera 2018	SD	SD	SD	SD	SD
	otoño 2019	SD	SD	SD	SD	SD
	primavera 2019	5	0	1	7	3,3 (3,3)
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	6	5	0	0	2,8 (3,2)
	otoño 2021	0	11	7	5	6,0 (4,7)
	primavera 2021	1	1	0	0	0,7 (0,5)

		abundancia				
estaciones	**campaña**	**1**	**2**	**3**	**4**	**promedio**
sector Punucapa	otoño 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2023	1	0	0	0	0,3 (0,4)
	primavera 2023	0	0	1	0	0,3 (0,4)
	otoño 2024	0	0	1	0	0,3 (0,5)
	primavera 2024	0	0	0	0	0,0 (0,0)
			Promedio general			**3,1 (2,9)**
Río tributario del río Cruces	otoño 2014	9	12	7	*	9,3 (2,5)
	primavera 2014	4	8	6	*	6,0 (2,0)
sector río Pichoy	otoño 2015	0	0	0	4	1,0 (2,0)
	primavera 2015	2	2	0	0	1,0 (1,2)
	otoño 2016	1	1	0	6	2,0 (2,7)
	primavera 2016	0	3	3	2	2,0 (1,4)
	otoño 2017	3	1	3	1	2,0 (1,2)
	primavera 2017	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	otoño 2018	0	0	2	1	0,8 (1,0)
	primavera 2018	2	0	0	0	0,5 (1,0)
	otoño 2019	0	1	0	1	0,5 (0,6)
	primavera 2019	1	2	1	1	1,3 (0,5)
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	otoño 2021	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2021	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2022	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	primavera 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2023	0	0	1	0	0,3 (0,4)
	primavera 2023	0	0	0	2	0,5 (0,9)
	otoño 2024	0	0	0	2	0,5 (1,0)
	primavera 2024	1	0	2	0	0,8 (1,0)
			Promedio general			**1,4 (2,2)**

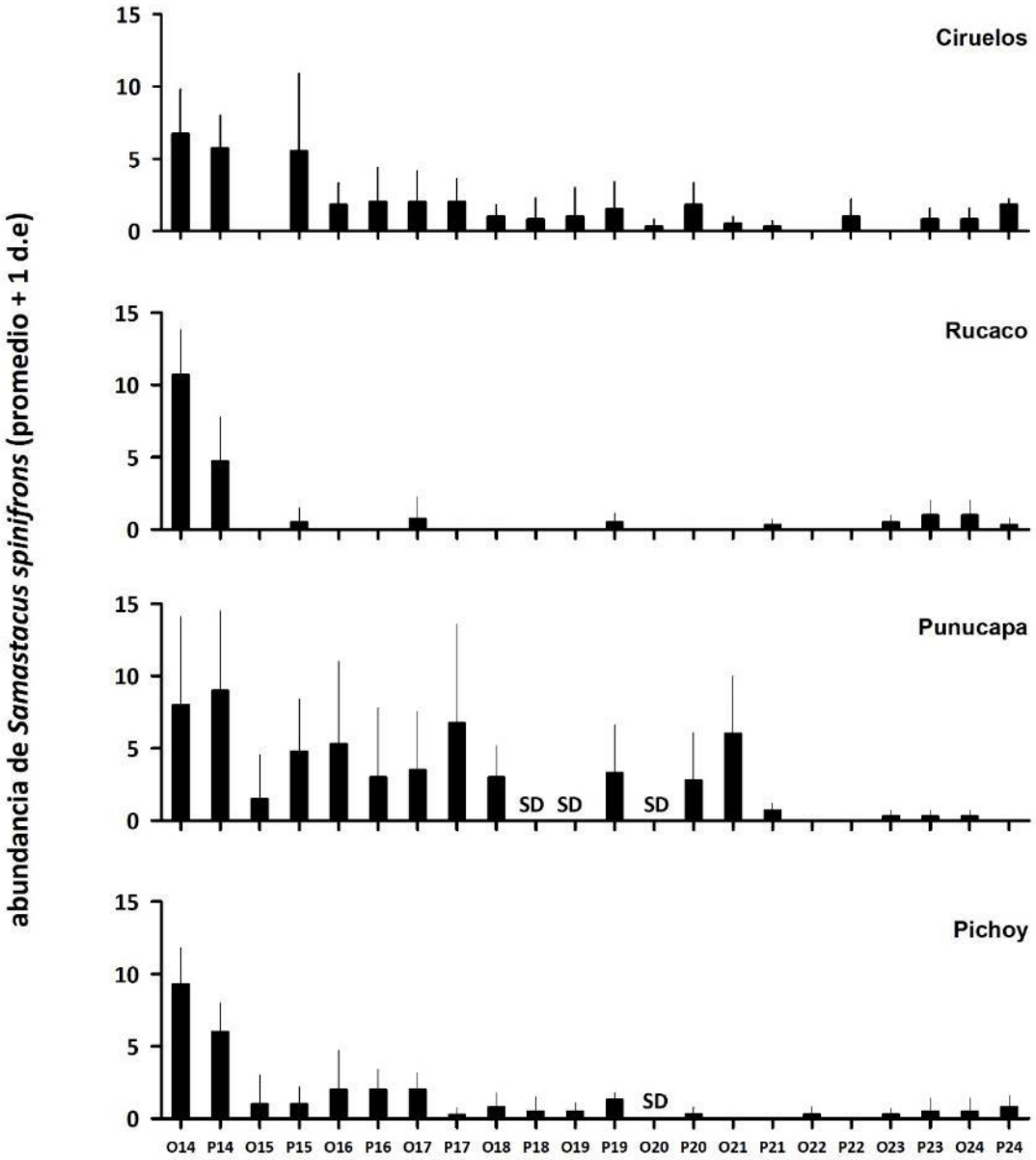


Figura 4.5.3. Abundancia promedio de *Samastacus spinifrons* durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del periodo 2014-2024. Las barras que acompañan al promedio, corresponden a una desviación estándar. SD= sin datos.

La comparación estacional en las abundancias promedio de camarones, muestra una leve dominancia de estos durante la temporada otoñal, en las estaciones Rucaco y Pichoy, mientras que, en Ciruelos, las mayores abundancias promedio de camarones se registraron

durante las campañas de primavera. Por su parte las abundancias en Punucapa son similares en ambas campañas de muestreo (Fig. 4.5.4).

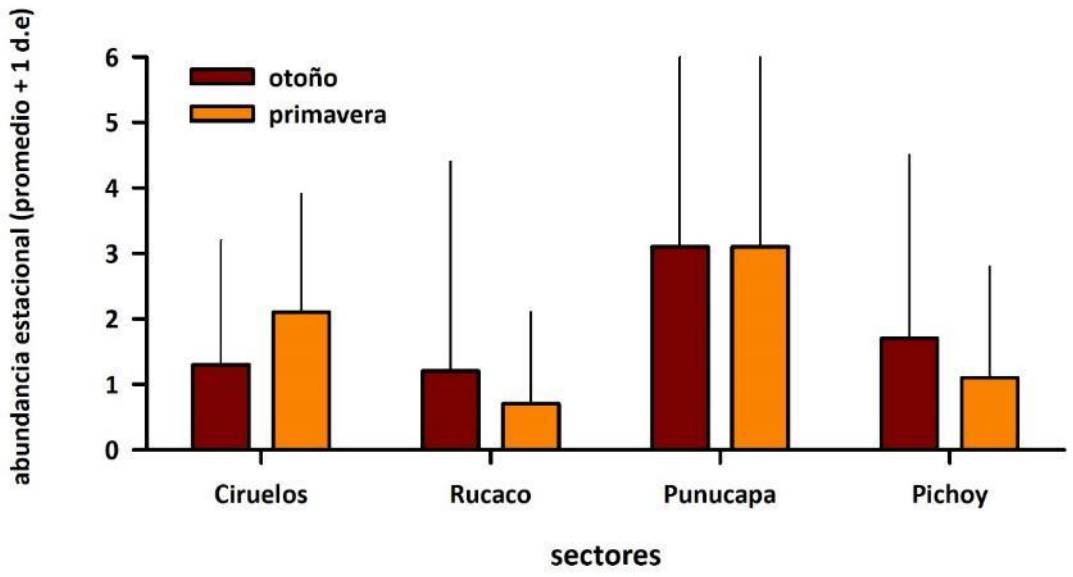


Figura 4.5.4. Abundancia promedio estacional de *Samastacus spinifrons* durante el periodo 2014-2024. Las barras que acompañan al promedio corresponden a una desviación estándar.

En la Tabla 4.5.2 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey, destinados a evaluar eventuales diferencias significativas en la variabilidad inter anual, espacial y temporal de las abundancias promedio de *Samastacus spinifrons*. Estas fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2014, en comparación con el período comprendido 2015 - 2024. En términos espaciales, se observaron abundancias significativamente más altas ($p<0,05$) en la estación Punucapa respecto de Rucaco y Pichoy, mientras que no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre Ciruelos y Punucapa. Por otro lado, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre temporadas de muestreo (otoño *vs.* primavera).

Tabla 4.5.2. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años), espaciales (Estaciones) y temporales (otoño-primavera), en los valores promedio de las abundancias de camarones registradas durante el periodo 2014-2024, en cuatro estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Abundancia total	Año	10	33,086	3,309	11,415	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23=24
(*)(**)	Estación	4	9,133	2,283	7,877	**<0,001**	Pu > Ru = Pi; Pu=Ci
	Temporada	1	0,119	0,119	0,156	0,694	
	Error	69	20,000	0,290			
	Total	93	62,701	0,755			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

La Figura 4.5.5 muestra los resultados de los análisis de regresión llevados a cabo para evaluar si estas abundancias presentan tendencias significativas en el tiempo. Estos resultados, revelan una disminución significativa (p<0,05) en la abundancia de camarones a lo largo del período de monitoreo, tendencia observada de forma consistente en todas las estaciones, con excepción de Rucaco. Es notoria la diferencia inter anual en el número de camarones recolectados en Rucaco: durante el año 2014 se capturaron 32 y 14 camarones, (otoño y primavera, respectivamente); posteriormente, se observó un descenso sostenido en las densidades, siendo cuatro especímenes, el número el número más alto de camarones capturados por campaña (*cf.* Fig. 4.5.5).

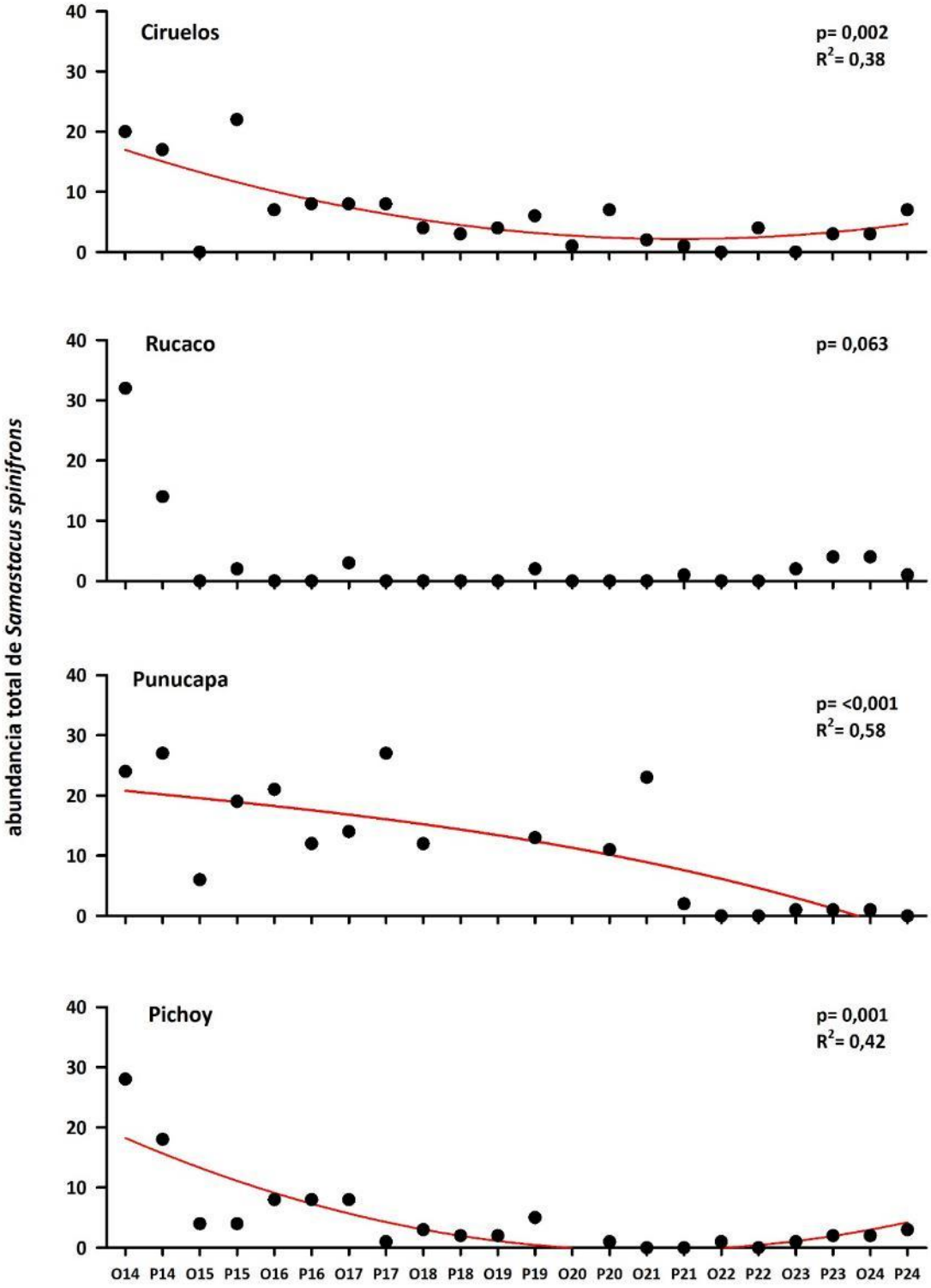


Figura 4.5.5. Abundancias promedio de *Samastacus spinifrons*, durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) de los años 2014 a 2024. Las líneas rojas indicas regresiones con significancia estadística.

CONCLUSIONES

- Las comparaciones inter anuales muestran que la abundancia total de *Samastacus spinifrons* fue mayor el año 2014. A su vez, en la estación Punucapa se registraron abundancias significativamente más altas ($p<0,05$), que en Rucaco y Pichoy. No se observaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar en cada estación, las abundancias de otoño e invierno. Esto permite hipotetizar, que la variabilidad estacional del caudal hídrico, no afecta negativamente las abundancias de camarones.
- Desde el inicio de este Programa de Monitoreo, las abundancias de *Parastacus spinifrons*, muestran una disminución sostenida. Esta disminución podría estar asociada a la modificación antropogénica de las riberas - como la construcción de caminos, viviendas u otras infraestructuras - que habría generado una pérdida o degradación del hábitat natural, afectando áreas clave para la reproducción y alimentación de la especie.

REFERENCIAS

Corales, E.S., R.A. Figueroa (1999). Observaciones sobre la dieta del Huairavo (*Nycticorax nycticorax*) en el sur de Chile. IV Congreso Nacional de Ornitología y VI Encuentro Nacional de Ornitólogos. Antofagasta.

Dalannais, R (1984). Contribución al conocimiento de la biología y ecología del Camarón de vega *Parastacus pugnax* (Poeppig) (Crustacea, Parastacidae) en la zona de Talcahuano. Seminario de título, Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano, 37 pp.

Figueroa, R., E. Corales (1997). Dieta de la Garza grande (*Casmerodius albus*) durante el período de crianza en agroecosistemas del sur de Chile. III Congreso Chileno de Ornitología. Santiago.

Franco, M., G. Guevara, L. Correa, M. Soto-Gamboa (2013). Trophic interactions of the endangered Southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. Naturwissenschaften 100: 299-310.

Medina, G (1997). A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in southern Chile. Journal of Zoology 242:291-297.

Rudolph, E (1984). Perspectivas del cultivo de camarones de agua dulce en Chile. Memorias de la Asociación Latinoamericana Acuicultura 5: 769-773.

Rudolph, E.H (2002). New records of intersexuality in the freshwater crayfish *Samastacus spinifrons* (Decapoda, Parastacidae). Journal of Crustacean Biology 22: 377-389.

Rudolph, E (2010). Sobre la distribución geográfica de las especies chilenas de Parastacidae (Crustacea: Decapoda: Astacidea). Boletín de Biodiversidad de Chile 3: 32-46.

Sharma, M.P., S. Sharma, V. Goel, P. Sharma, A. Kumar (2006). Water quality assessment of Behta River using benthic macroinvertebrates. Life Science Journal 3: 68-74.

Suárez-Serrano, A., C. Alcaraz, C. Ibañez, R. Trobajo, C. Barata (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.

Webb, D (2011). Freshwater shrimp (*Palaemonetes australis*) as a potential bioindicator of crustacean health. Environmental Monitoring and Assessment 178:537-544.

4.6. AVIFAUNA ACUÁTICA

ANTECEDENTES

En este Capítulo se entrega información, sobre los resultados de análisis tendientes a estudiar la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), durante un período de aproximadamente 30 años. Para ello, se analizaron los resultados de censos mensuales llevados a cabo por CONAF entre los años 1991 y 2024 (ambos incluidos) y de muestreos estacionales realizados por la UACh entre noviembre 2015 y diciembre 2024. Estos últimos, como parte de los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2014 - diciembre 2024), diseñados con posterioridad a cambios ambientales significativos que ocurrieron en el HRC, durante el año 2004.

Los cambios ambientales ya mencionados, incluyeron primariamente la emigración y mortalidad de cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) por causas desconocidas y la desaparición de la macrófita acuática *Egeria densa*, alimento primario de cisnes y taguas (*Fulica armillata*) en el humedal (Escaida *et al*., 2014, Jaramillo *et al*., 2018 a, 2018 b). Estudios realizados con posterioridad al año 2004, indicaron que aparte de los cisnes, las

taguas también habían emigrado del humedal y que las garzas (*Ardea cocoi* o Garza Cuca, *Ardea alba* o Garza blanca grande y *Egretta thula* o Garza blanca chica) - las aves acuáticas más conspicuas del área, aparte de cisnes y taguas - no habían sido afectadas (Lagos *et al.*, 2008).

Debido entonces a la necesidad de monitorear las abundancias de cisnes, taguas y garzas, se enfatiza en este capítulo el análisis de la variabilidad inter anual de ambos grupos de aves. Para ello, se toma como punto clave de referencia el año 2004, comparándose valores de abundancia obtenidos con anterioridad y posterioridad a ese año. Para el caso de las aves herbívoras, es relevante conocer si la tendencia a la recuperación de cisnes y taguas que comenzó aproximadamente el año 2012 continúa o ha cambiado, a la vez que para el caso de las aves carnívoras como son las garzas, se necesita evaluar si se mantiene la tendencia detectada por Lagos *et al*. (2008) en el sentido de que sus abundancias muestran - para el período estudiado (1999 - 2006) - una variabilidad bastante homogénea o conservativa.

OBJETIVOS

- Analizar - en base a la data mensual de CONAF - la riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática en el HRC, durante el periodo enero 1991 – diciembre 2024.
- Analizar - en base a la data mensual de CONAF - las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro, la Tagua, la Garza cuca, la Garza blanca grande y la Garza blanca chica en el HRC, durante el periodo enero 1991 – diciembre 2024.
- Analizar - en base a la data mensual de CONAF - la distribución espacial de las aves arriba mencionadas, en ocho sectores del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2024.
- Analizar - en base a la data de la UACh - la distribución espacial de las aves arriba mencionadas en 21 sectores del HRC, durante el período noviembre 2015 – diciembre 2024.

• Realizar un análisis de regresión entre los datos de abundancia de aves herbívoras y carnívoras, recopilados por la UACh y CONAF durante el período noviembre 2015 – diciembre 2024, a fin de evaluar cuan comparables son las tendencias resultantes de tales análisis.

METODOLOGÍAS

Origen de los datos

La fuente de los datos corresponde a CONAF y al equipo del Programa de Monitoreo de la UACh. Como se explica más adelante en las metodologías, la forma de obtener esas bases de datos, difiere entre instituciones; sin embargo, el uso de ambas contribuye a obtener una visión más integral de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática del HRC.

Datos mensuales de CONAF

Se utilizó la base de datos mensuales de la CONAF (Valdivia) obtenida entre enero 1991 y diciembre 2024 y estructurada por el equipo de la UACh, en base a los ocho sectores que se muestran en la Figura 4.6.1 y Tabla 4.6.1.

Tres de estos sectores incluyen primariamente al eje central del HRC (ríos Cruces y Chorocamayo) y a ríos tributarios ubicados en la vertiente occidental del mismo, como son los ríos San Ramón, Tambillo y Santa María (sectores 1, 2 y 3, respectivamente), otro se ubica en la parte superior del área de estudio e incluye al eje central del río Cruces y parte de los ríos San José y Cruces (sector 4), a la vez que tres sectores incluyen primariamente a ríos tributarios ubicados en la vertiente oriental del HRC (sector 5 con ríos Nanihue y Cudico, sector 6 o río Pichoy y sector 7 o río Cayumapu); el sector 8 o Isla Teja es la continuación sur del eje central del HRC pero está fuera de este (Tabla 4.6.1).

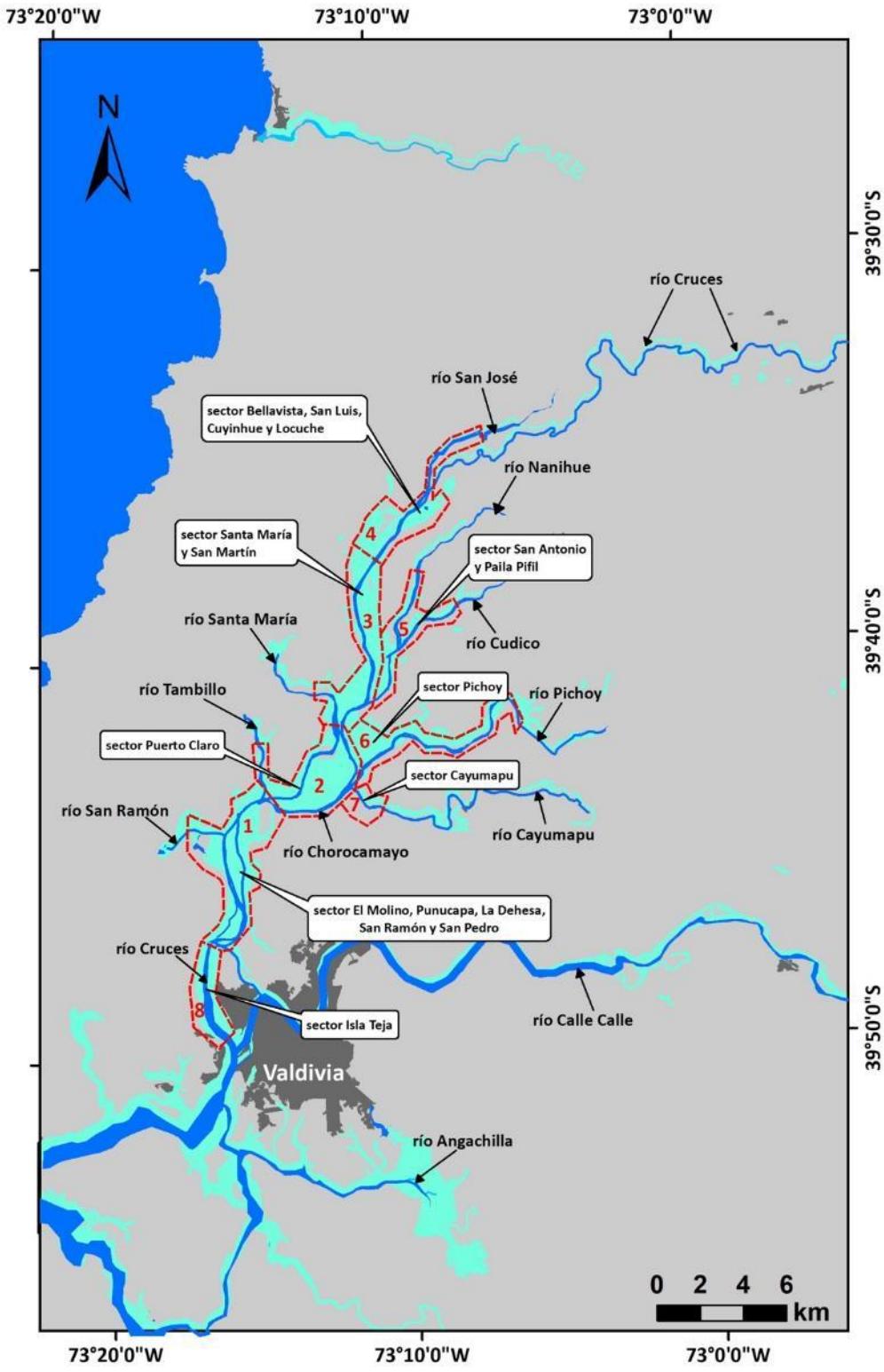


Figura 4.6.1. Ubicación de los ocho sectores delimitados para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática, en base a los censos mensuales llevados a cabo por CONAF entre los años 1991 y 2024.

Tabla 4.6.1. Sectores predefinidos del humedal del río Cruces y su correspondencia con los sitios de observación usados en los censos realizados por la CONAF.

ubicación	sectores	sitios establecidos por CONAF para censos de avifauna
eje central del HRC	1	El Molino, Punucapa, La Dehesa, San Ramón y San Pedro
	2	Puerto Claro
	3	Santa María y San Martín
	4	Bellavista, Fuerte San Luis, Cuyinhue y Locuche
ríos tributarios del HRC	5	San Antonio (río Cudico) y Paila Pifil (río Nanihue)
	6	Pichoy y Chihuao
	7	río Cayumapu
fuera del HRC	8	Isla Teja

Datos UACh

Se utilizó la base de datos recopilada durante las fechas que se indican en la Tabla 4.6.2. Entre noviembre 2015 y diciembre 2021, los datos tienen una periodicidad *circa* estacional, a la vez que, entre enero 2022 y diciembre 2024 la periodicidad de los censos fue prácticamente mensual (Tabla 4.6.2). Durante esas fechas se censó en 21 sectores específicos del HRC y cuyas ubicaciones se muestran en la Fig. 4.6.2.

Se censó a lo largo de polígonos ordenados visualmente a lo largo de las riberas del eje central del HRC (ríos Cruces y Chorocamayo) y sus ríos tributarios (San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Cudico, Nanihue, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este) y cuyas longitudes aproximadas fueron de 500 m (Fig. 4.6.3). Los puntos iniciales y finales de cada polígono fueron georeferenciados en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx. Para estas actividades se utilizaron dos tipos de embarcaciones (ambas conducidas a una velocidad aproximada de 5-6 nudos): lancha de fibra de vidrio, modelo Robalo y con cabina para pasajeros, eslora de 7,7 m y motor Tohatsu de 50 HP, durante meses de otoño e invierno y bote de goma Zodiac, modelo Skua 490, eslora 4,9 m y motor Suzuki de 60 HP, durante meses de primavera y verano.

Tabla 4.6.2. Fechas de salidas a terreno para la realización de censos de la avifauna acuática durante el desarrollo de los Programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC.

programa	periodo	censos
Primer año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2015 - marzo 2016	28 - 30 noviembre 2015
		27 - 29 enero 2016
Segundo año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2016 - marzo 2017	28 - 30 abril 2016
		13 - 15 julio 2016
		25 - 27 enero 2017
Tercer año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2017 - marzo 2018	09 - 11 mayo 2017
		04 - 06 julio 2017
		11 - 13 octubre 2017
		14 - 16 febrero 2018
Cuarto año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2018 - marzo 2019	18 - 20 abril 2018
		17 - 19 Julio 2018
		02 - 05 octubre 2018
		18 - 19 enero 2019
Quinto año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2019 - marzo 2020	06 - 08 mayo 2019
		25 - 27 junio 2019
		25 - 27 septiembre 2019
		10 - 12 diciembre 2019
Primer año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2020 - marzo 2021	08 - 10 abril 2020
		06 - 08 mayo 2020
		15 - 16 octubre 2020
		09 - 11 diciembre 2020
		03 - 04 febrero 2021
Segundo año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2021 - marzo 2022	16 - 17 junio 2021
		12 - 13 julio 2021
		22 - 23 septiembre 2021
		15 - 16 octubre 2021
		04 - 05 noviembre 2021
		24 - 25 enero 2022
		16 - 17 marzo 2022
Tercer año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2022 - diciembre 2022	09 - 10 mayo 2022
		29 - 30 junio 2022
		28 - 29 julio 2022
		30 - 31 agosto 2022
		27 - 28 septiembre 2022
		28 - 29 octubre 2022
		29 - 30 noviembre 2022
		26 - 27 diciembre 2022

Continuación Tabla 4.6.2

programa	periodo	fecha censos
Cuarto año de Monitoreo Voluntario del HRC	enero 2023 – diciembre 2023	30 – 31 enero 2023 27 – 28 febrero 2023 28 – 29 marzo 2023 26 - 27 abril 2023 30 – 31 mayo 2023 29 – 30 junio 2023 28 – 29 julio 2023 4 – 5 agosto 2023 7 – 8 septiembre 2023 13 – 14 octubre 2023 2 – 3 noviembre 2023 28 – 29 diciembre 2023
Quinto año de Monitoreo Voluntario del HRC	enero 2024 – diciembre 2024	29 – 30 enero 2024 28 – 29 febrero 2024 28 – 30 marzo 2024 29 – 30 abril 2024 28 – 29 mayo 2024 27 – 28 junio 2024 22 – 23 julio 2024 29 – 30 agosto 2024 26 – 27 septiembre 2024 24 – 25 octubre 2024 26 – 27 noviembre 2024 26 – 27 diciembre 2024

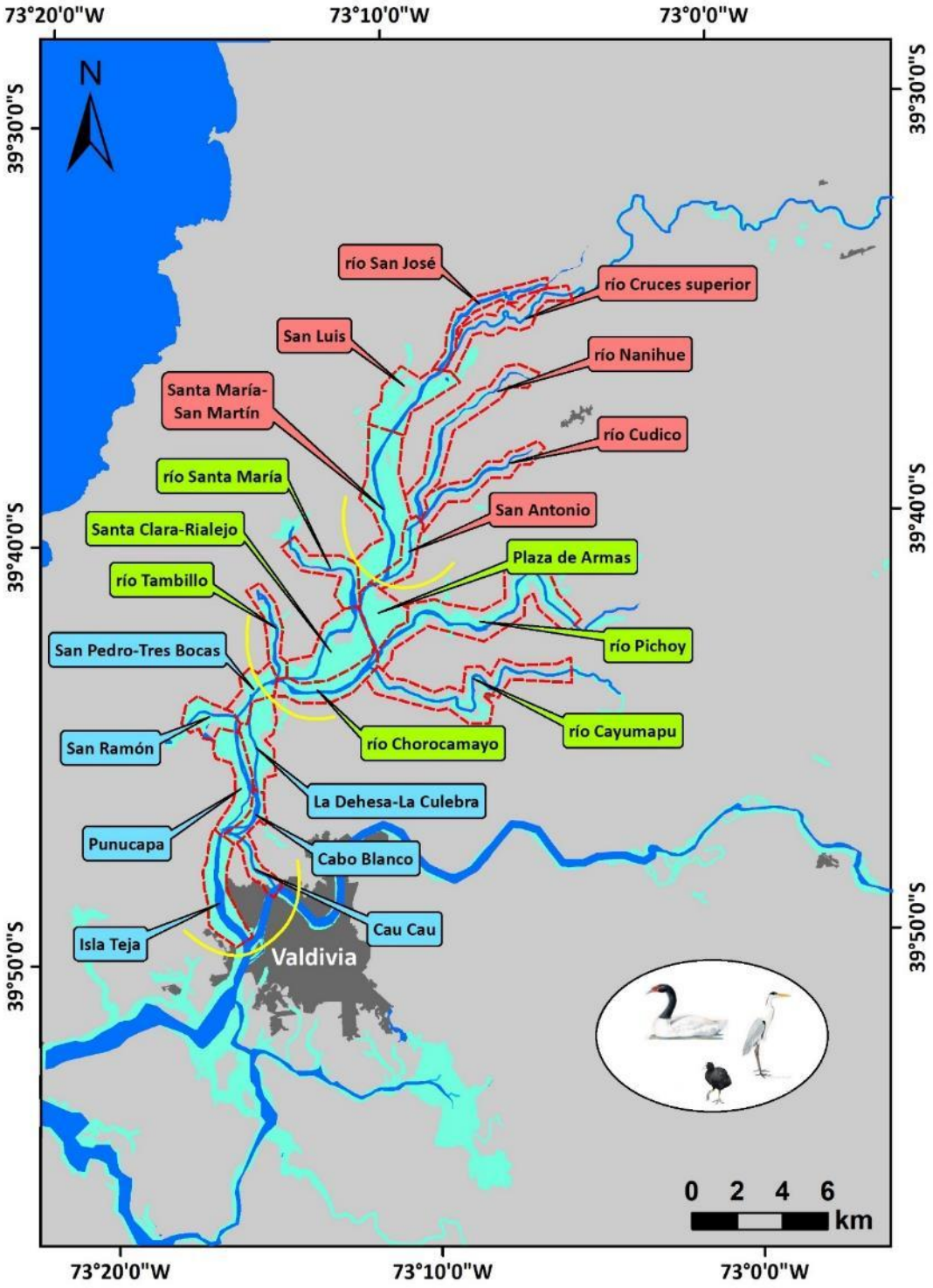


Figura 4.6.2. Ubicación de los 21 sectores destinados para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática, en base a los censos llevados a cabo por la UACh entre noviembre 2015 y diciembre 2023 en todas las riberas del HRC (ver Fig. 4.6.3). Color rosado, verde y celeste indican sector norte, centro y sur del HRC, respectivamente.

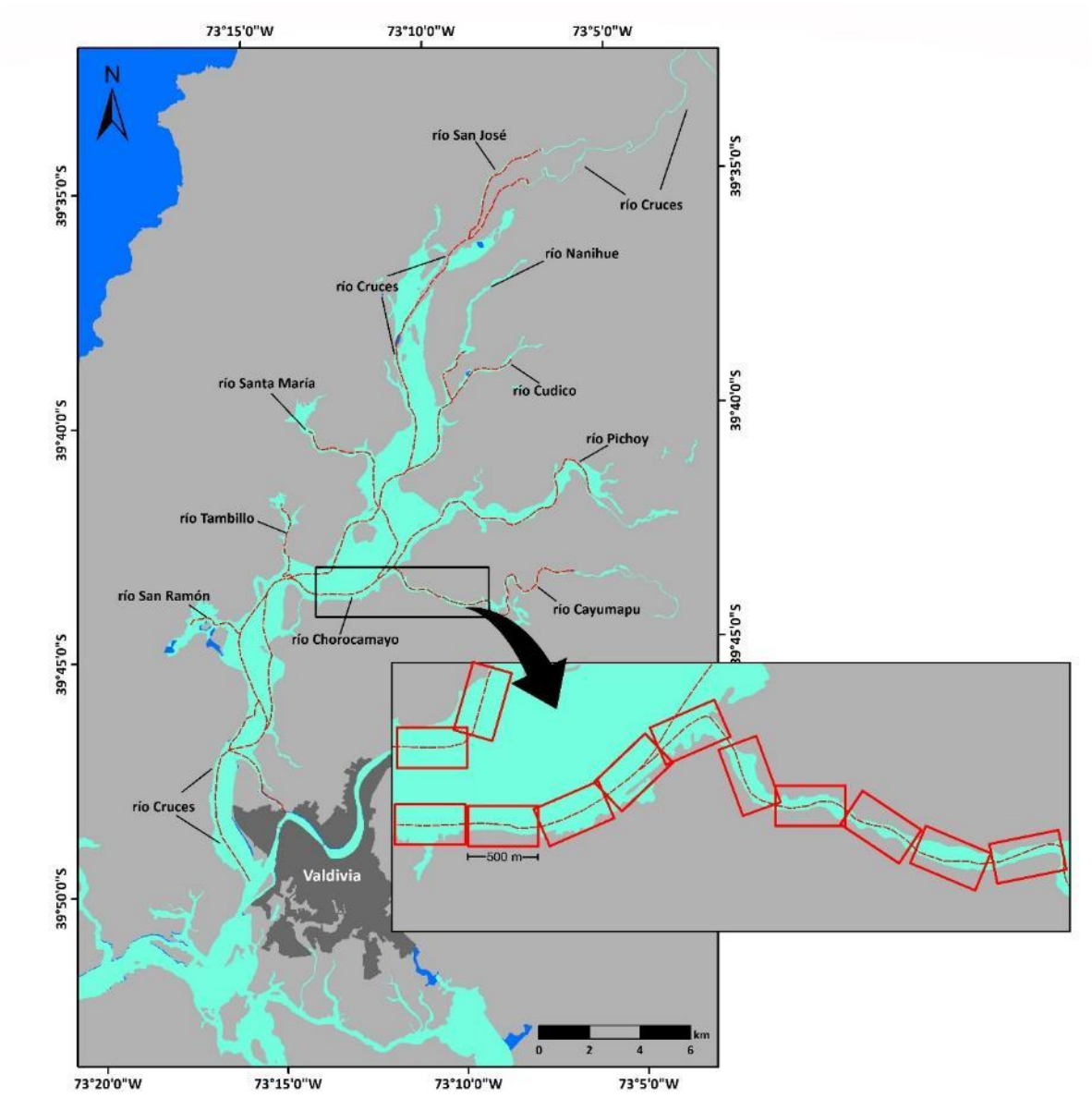


Figura 4.6.3. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a censar la avifauna acuática en las riberas del HRC y sus ríos tributarios.

RESULTADOS

4.6.1. DATA CONAF (PERIODICIDAD MENSUAL (ENERO 1991 - DICIEMBRE 2024)

Riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática

La data disponible para evaluar la riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática del HRC, corresponde a datos de censos realizados mensualmente en los sectores 1 a 4 del humedal (ver Fig. 4.6.1), durante el período enero 1991 – diciembre 2024.

Durante esta campaña los valores de riqueza de especies en el sector 1 del eje central del HRC fueron menores a años anteriores, sin mostrar tendencias en el tiempo (Fig. 4.6.4). Por el contrario, en los sectores 2 y 3, tales valores tendieron a disminuir significativamente ($p<0,05$) en el tiempo: desde aproximadamente 20 especies en al año 1991 a cerca de 15 taxa el año 2024, mientras que, en el sector 4 esta merma en el número de especies fue mucho más extrema, registrándose durante este último año, solo 7 especies promedio anual (Fig. 4.6.4).

La Figura 4.6.5 muestra que, con posteridad a los cambios ambientales del año 2004, las abundancias de la avifauna acuática disminuyeron notoriamente en los sectores 1, 2 y 3 (históricamente en el sector 4, las abundancias han sido muy bajas y sin mayor variabilidad en el tiempo). Esas disminuciones estuvieron primariamente relacionadas a la disminución significativa en las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro y la Tagua común (ver más adelante), las especies más abundantes del HRC.

A partir del año 2012 (*circa* ocho años después de la disminución significativa de cisnes y taguas en el HRC), comenzó a ocurrir un incremento gradual en la cantidad de aves acuáticas, particularmente en los sectores 1 y 2 del eje central del HRC (Fig. 4.6.5). Ese incremento se mantuvo hasta el año 2020, ya que, durante el año 2021, las abundancias disminuyeron significativamente en los sectores 1, 2 y 3, situación debida primariamente a

una disminución poblacional del Cisne de cuello negro durante ese año (ver más adelante), el cual a la fecha mantiene una población estable de aves (*ca*. 3.000 individuos).

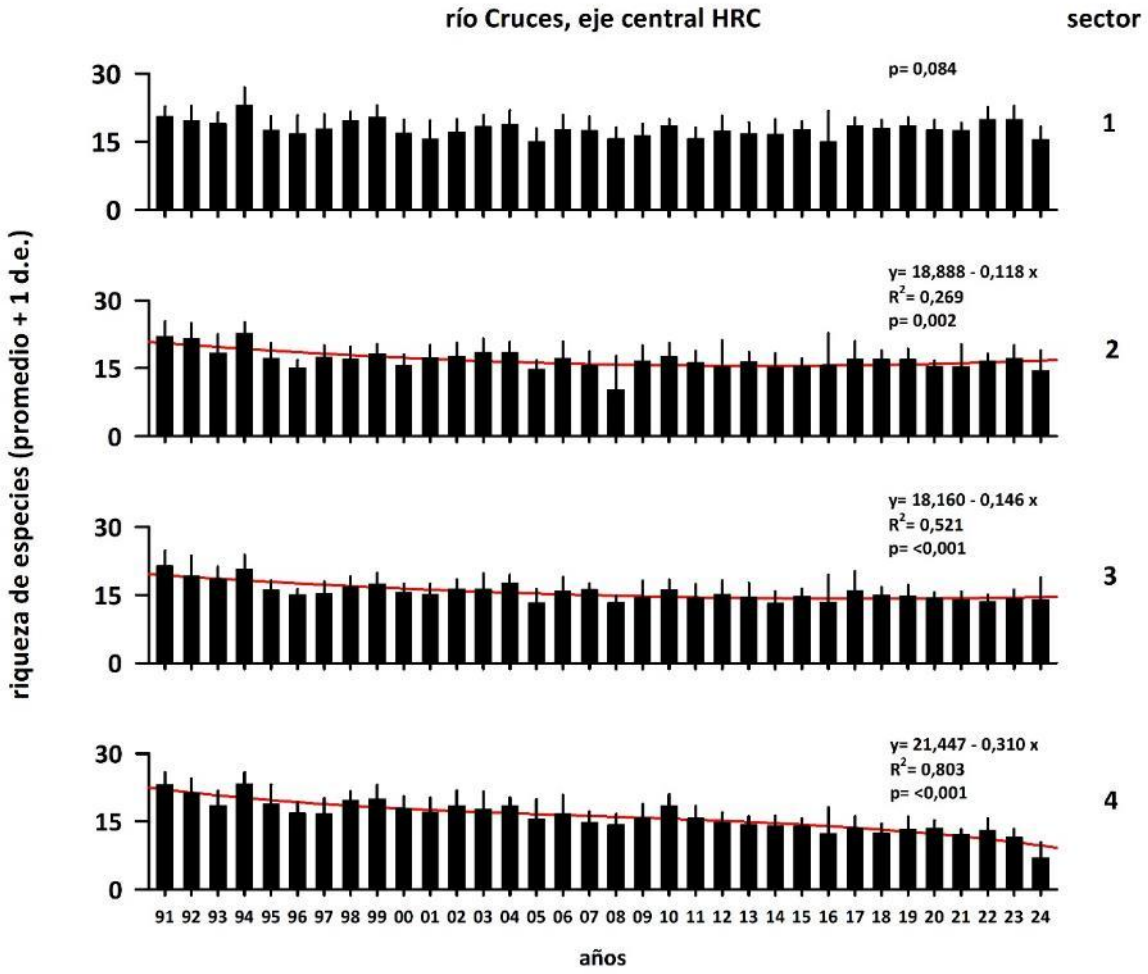


Figura 4.6.4. Variabilidad inter anual de la riqueza de especies de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC (enero 1991 a diciembre 2024). Los promedios están basados en los doce datos mensuales de cada año. La línea roja indica tendencia significativa derivada del análisis de regresión, entre riqueza de especies y años. Fuente de datos: CONAF.

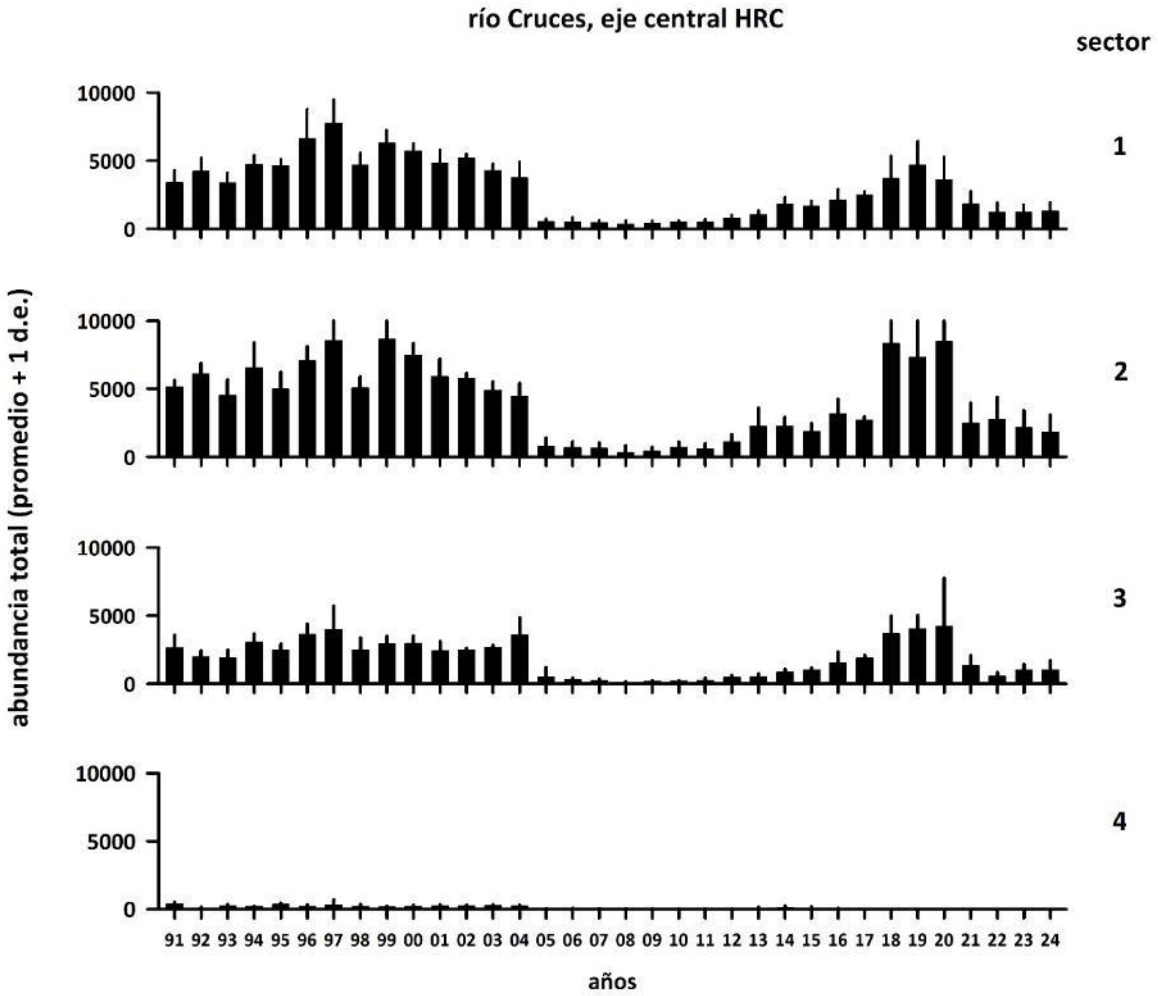


Figura 4.6.5. Variabilidad inter anual de la abundancia total de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC (enero 1991 a diciembre 2024). Los promedios están basados en los doce datos mensuales de cada año. Fuente de datos: CONAF.

Abundancias de aves acuáticas herbívoras

La data disponible para evaluar la variabilidad intra anual e inter anual en la abundancia poblacional del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) en el HRC, corresponde a datos de censos realizados mensualmente en los sectores 1 a 8 del humedal (ver Fig. 4.6.1), durante el período enero 1991 – diciembre 2024. A su vez, la data disponible para realizar análisis similares a los anteriormente mencionados, pero con la Tagua (*Fulica armillata*), proviene de censos llevados con la misma periodicidad y en el mismo período de tiempo arriba mencionado, pero en los sectores 1 a 4 y 8 (ver Fig. 4.6.1).

Cisne de cuello negro

Previo al año 2005 y durante un período de aproximadamente 14 años (1991 - 2004), la abundancia promedio anual de los cisnes varió entre *ca*. 2.000 y 7.000 aves (años 1992 y 1997, respectivamente); durante el año 2005, ese valor promedio cayó abruptamente a *ca.* 550 cisnes, situación que se mantuvo hasta aproximadamente el año 2011 (Fig. 4.6.6 y 4.6.7). A partir del año 2012, las abundancias de los cisnes aumentaron sostenida y significativamente ($p<0,05$) hasta los años 2019 y 2020 (promedios cercanos *ca.* 13.000 individuos para cada uno de esos años), para luego disminuir significativamente a *ca.* 5.200, 3.600 y 3.700 cisnes como promedio anual para los años 2021, 2022 y 2023, respectivamente (Fig. 4.6.6 y 4.6.7), durante este año (2024) el número de cisnes registrados fue de 2.783 ± 1.442 individuos con un máximo de 5.362 cisnes censados durante el mes de abril.

Tagua

Con anterioridad al año 2005 y durante un período de 14 años (1999 - 2004), la abundancia promedio anual de las taguas varió entre *ca.* 8.000 y 15.300 aves (años 1998 y 1999, respectivamente); durante el año 2005, ese valor promedio cayó abruptamente a *ca.* 1.100 aves, posterior al 2005 a menos de 500 aves, situación que se mantuvo hasta los años 2013 y 2014, con abundancias promedios más bajas durante los años 2009 y 2011 (94 y 88 taguas promedio/mes) (Fig. 4.6.6). Desde el año 2018 la abundancia aumentó hasta cerca de 6.140 aves, con un máximo registrado el mes de mayo 2019 (10.530 individuos), posterior la población de taguas disminuyó gradualmente a 515 individuos el año 2022 y 437 el año 2023 (Fig. 4.6.6), durante la presente campaña (2024) se registraron en promedio anual solo 454 ± 499 taguas en el HRC. Durante los dos primeros períodos de estudio (1991 - 2004 y 2005 - 2017), las abundancias promedio anuales de las taguas no mostraron tendencias inter anuales significativas ($p>0,05$), sin embargo, durante el tercer periodo (2018 - 2024) estas abundancias disminuyeron significativamente ($p<0,05$) (Fig. 4.6.7).

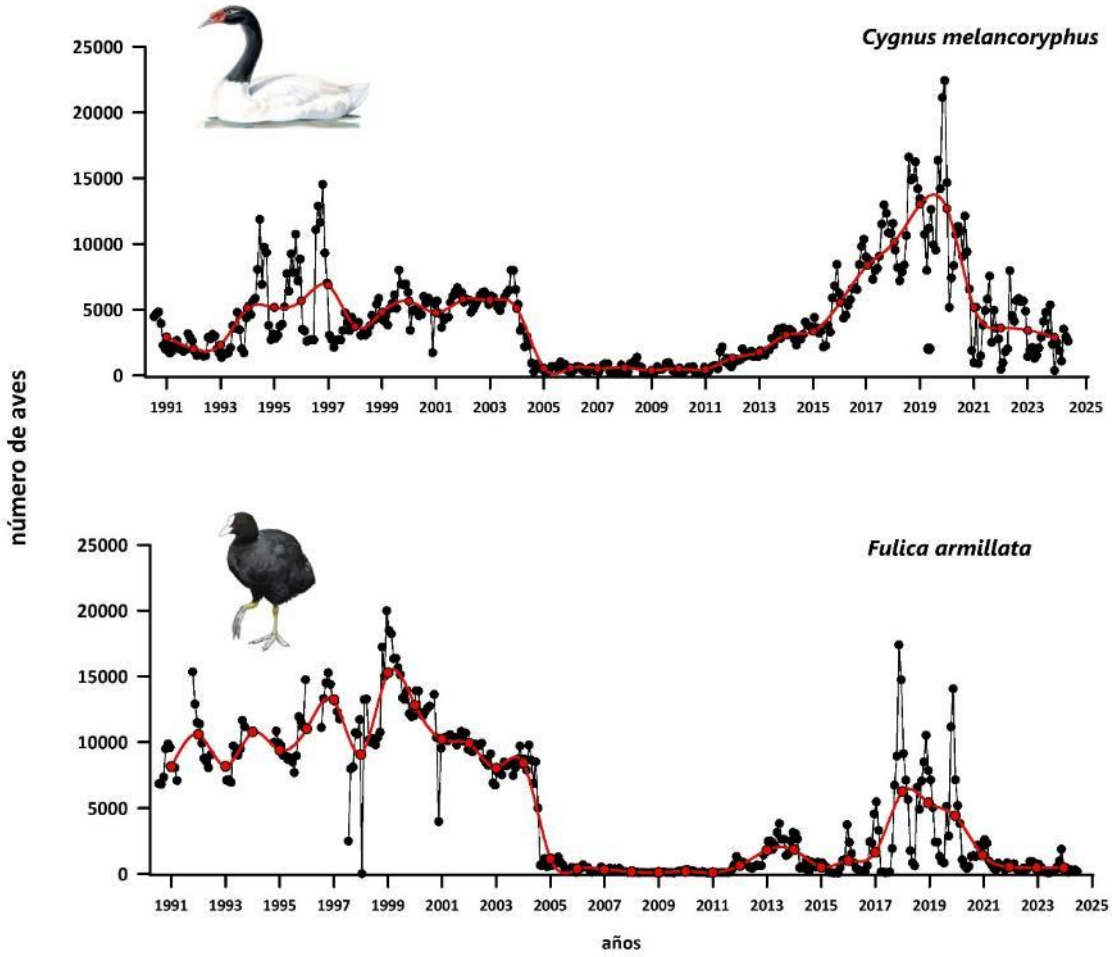


Figura 4.6.6. Variabilidad intra (puntos negros) e inter anual (puntos rojos) en el número de ejemplares de *C. melancoryphus* y *F. armillata*, entre enero del año 1991 y diciembre 2024. Fuente de datos: CONAF.

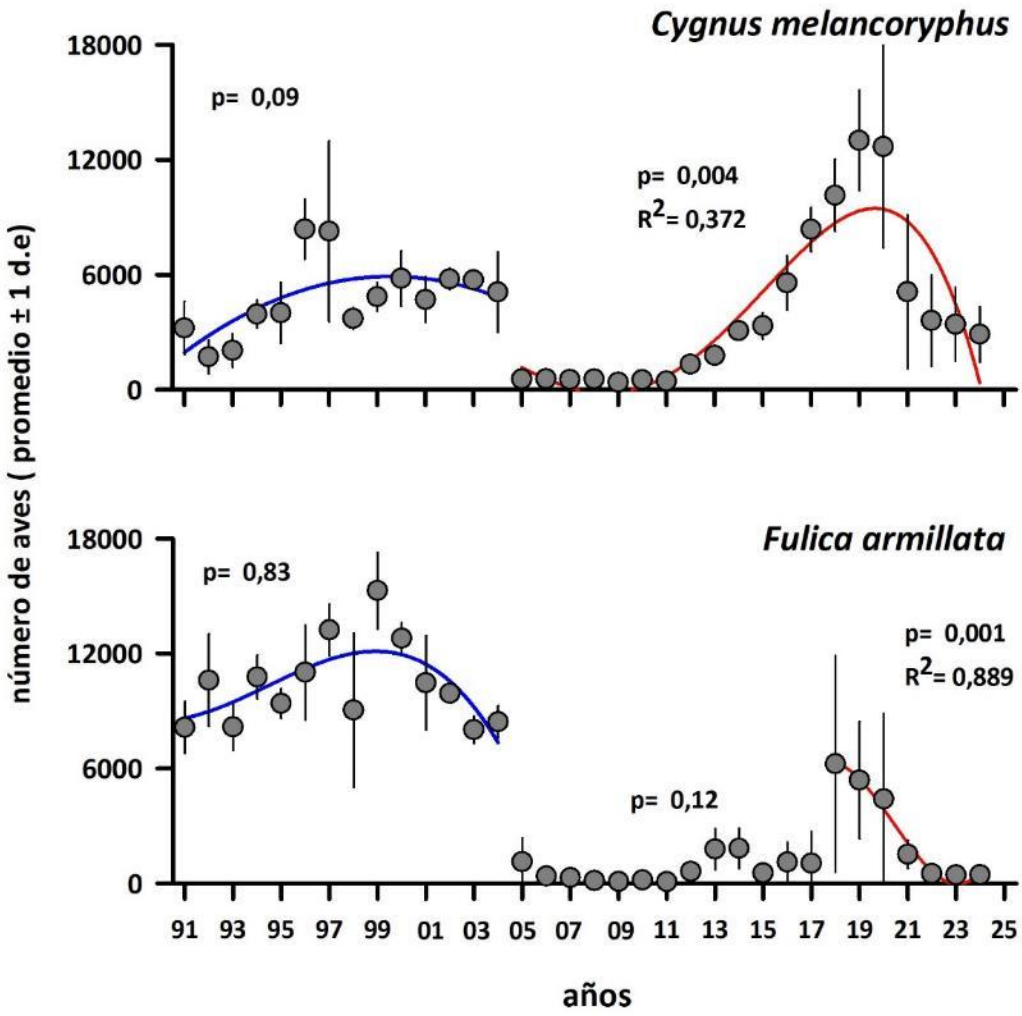


Figura 4.6.7. Variabilidad inter anual en el número de ejemplares de *C. melancoryphus* y *F. armillata*, entre los años 1991 y 2024. Análisis de regresión para la data 1991 – 2004; 2005 – 2012 y 2013 - 2024. Las líneas rojas indican tendencias significativas (p<0,05), las azules no presentan significancia estadística (p>0,05). Fuente de datos: CONAF.

Abundancias de aves acuáticas carnívoras

La data disponible para evaluar la variabilidad intra anual e inter anual en la abundancia poblacional de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), la Garza blanca grande (*Ardea alba*) y la Garza blanca chica (*Egretta thula*), corresponde a datos de censos realizados mensualmente en los sectores 1 a 4 del humedal (ver Fig. 4.6.8), durante el período enero 1991 - diciembre 2024.

Garza cuca

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza cuca varió entre *ca.* 12 y 36 aves (año 1994 para el primer valor y 2004, para el segundo) (Fig. 4.6.8). Durante el segundo período (2005 - 2012), los rangos promedios anuales en las abundancias de esta especie, fueron más altos que los registrados para el primer período: *ca.* 23 a 32 aves (años 2008 y 2009, respectivamente) (Fig. 4.6.8), a su vez el tercer periodo (2013 – 2024) presentó las mayores abundancias promedio anual, fluctuando entre 29 y 66 aves (años 2021 y 2018, respectivamente). Por su parte, durante este año (2024) la abundancia de las garzas cuca fluctuó entre 3 y 71 aves (junio y octubre-noviembre, respectivamente), con un promedio anual de 40 ± 24 aves (Fig. 4.6.8).

La abundancia poblacional de la Garza cuca incrementó significativamente ($p<0,05$) durante el primer periodo (1991 - 2004) (Fig. 4.6.9). El siguiente periodo presentó una estabilidad con abundancias similares entre años. Aun cuando, durante el periodo siguiente (2013-2024) el número de aves fue mayor a los periodos anteriores, ese aumento no fue sostenido en el tiempo (Fig. 4.6.9).

Garza blanca grande

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza blanca grande varió entre *ca.* 21 y 79 aves (año 1996 para el primer valor y 1993 para el segundo valor) (Fig. 4.6.8). Durante el segundo período (2005 - 2012), el rango promedio anual en las abundancias de esta Garza fue de *ca.* 33 y 62 aves (2007 y 2012, respectivamente), mientras que, durante el último periodo las abundancias promedio fluctuaron entre 21 y 56 aves, durante los años 2024 y 2013, respectivamente (Fig. 4.6.8). Durante este año (2024) de monitoreo, la población de garzas blanca grande presentó rangos entre 5 y 50 aves (octubre y enero, respectivamente), con un promedio anual de 21 ± 17 aves.

Contrario a lo observado con la Garza cuca, la abundancia poblacional de la Garza blanca grande disminuyó significativamente ($p<0,05$) durante el período 1991 - 2004 (con

los valores más bajos registrados entre los años 1996 y 2001); por el contrario, para el periodo siguiente, no se detectó una tendencia significativa en el tiempo ($p>0,05$), similar a lo observado durante el primer periodo, la abundancia de esta garza disminuyó significativamente ($p<0,05$) durante el periodo 2013-2024, con registros más bajos durante los años 2019 y 2024 (Fig. 4.6.9).

Garza blanca chica

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza blanca chica varió entre *ca.* 7 y 34 aves (año 1996 para el primer valor y 2004 para el segundo valor) (Fig. 4.6.8). Durante el segundo período (2005 - 2012), los rangos promedios anuales en las abundancias de esta garza, fueron más altos que durante el primer período: *ca.* 21 - 52 aves, durante los años 2007 y 2009, respectivamente (Fig. 4.6.8). Durante el último periodo (2013 – 2024) el número de aves promedio fluctuó entre 13 y 84 individuos (los años 2019 y 2022, respectivamente). Por su parte, durante el año 2024 el número de aves fluctuó entre 2 y 54 aves (abril y septiembre, respectivamente), con un promedio anual de 17 ± 18 aves (Fig. 4.6.8).

La abundancia poblacional de la Garza blanca chica, no mostró tendencias significativas ($p>0,05$) en el tiempo, en ninguno de los períodos comparados (1991 – 2004, 2005 – 2012 y 2013 - 2024) (Fig. 4.6.9). No obstante, una re - evaluación de los datos del tercer período e incluyendo solo la data 2012 - 2024, muestra una tendencia significativa a la baja de esta especie hasta los años 2018 y 2019, para luego volver a aumentar hasta el año 2022 y nuevamente bajar durante los años 2023 y 2024 (similar a lo observado para la Garza blanca grande) (Fig. 4.6.9).

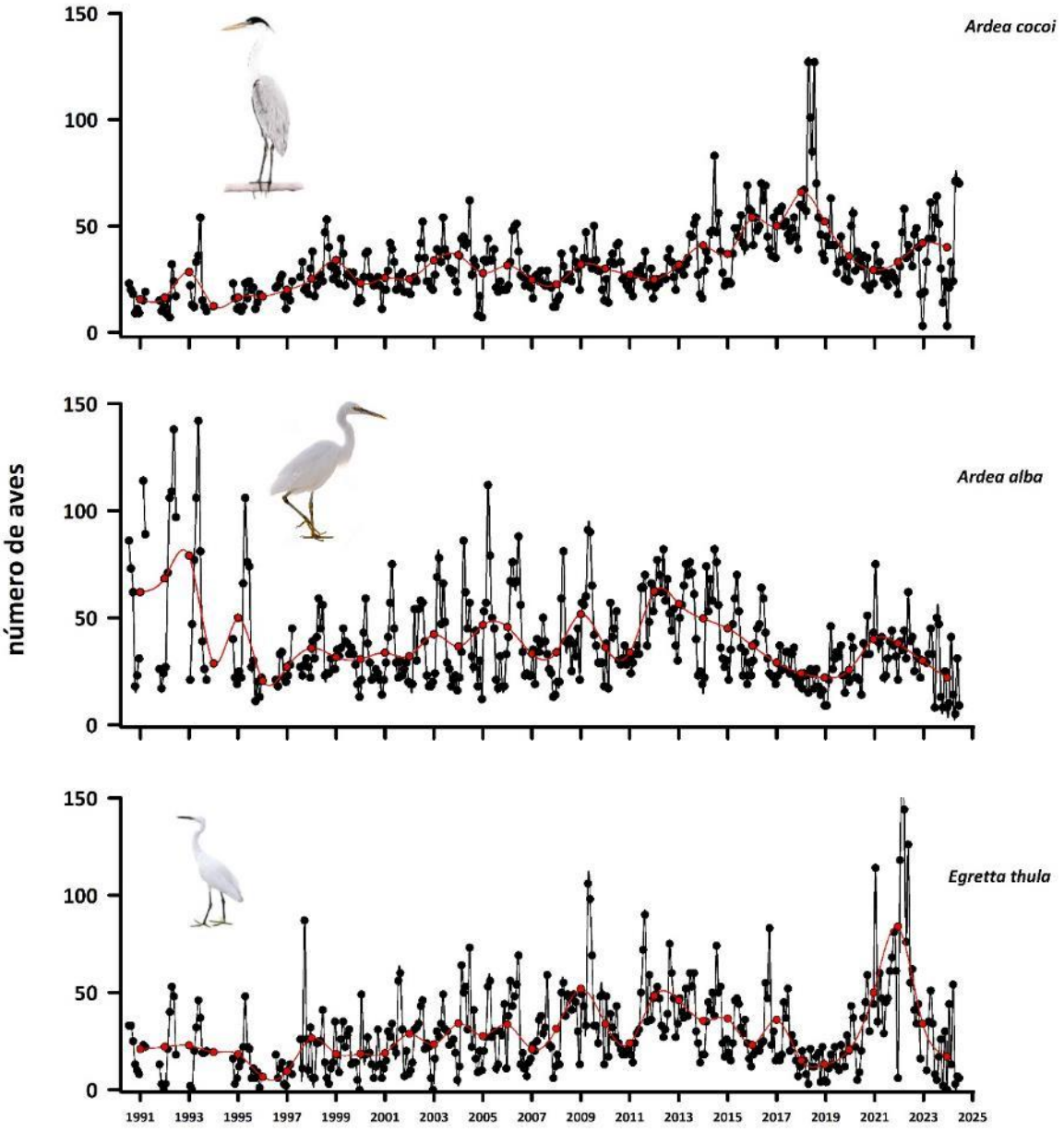


Figura 4.6.8. Variabilidad intra (puntos negros) e inter anual (puntos rojos) en el número de individuos de *A. cocoi, A. alba y E. thula* entre enero del año 1991 y diciembre del año 2024. Fuente de datos: CONAF.

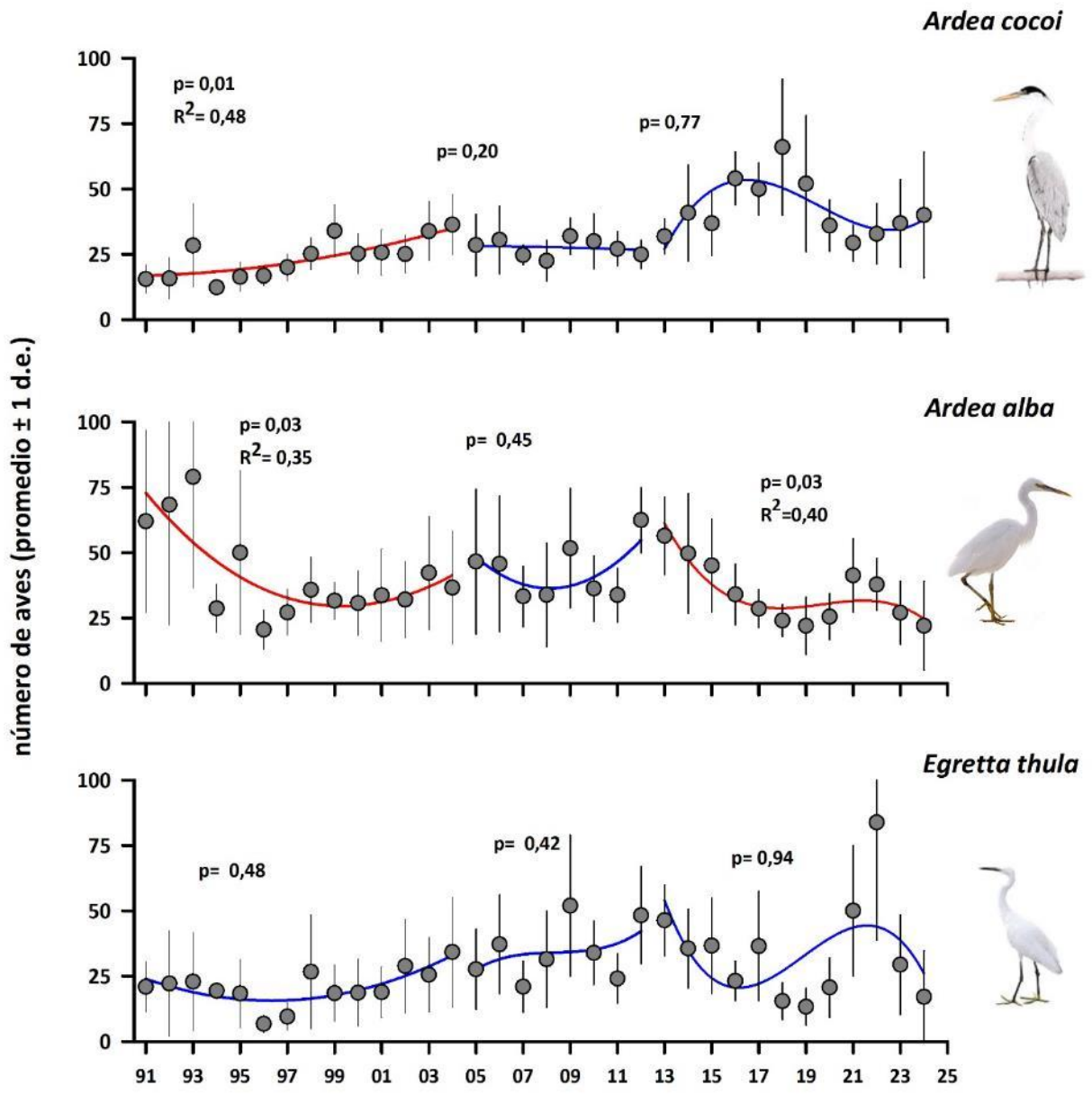


Figura 4.6.9. Variabilidad inter anual en el número de ejemplares de *A. cocoi, A. alba y E. thula*, entre los años 1991 y 2024. Análisis de regresión para la data 1991 – 2004; 2005 – 2012 y 2013 - 2024. Las líneas rojas indican tendencias significativas (p<0,05), las azules no presentan significancia estadística (p>0,05). Fuente de datos: CONAF.

Abundancia de aves acuáticas herbívoras en diferentes sectores del HRC

Cisnes

Desde el año 1991 al año 2004, las mayores abundancias de cisnes (*Cygnus melancoryphus*) se detectaron en el eje central del HRC (sectores 1, 2 y 3) (Fig. 4.6.10). Después de los cambios ambientales del año 2004, las abundancias de estas aves disminuyeron drásticamente en toda el área de estudio, con excepción del sector 7 (río Cayumapu), donde se observó un incremento en el número de cisnes, con respecto al número de especímenes censados en el mismo, durante el período pre - 2004 (Fig. 4.6.10). El aumento de cisnes en el río Cayumapu, duró hasta el año 2013 (Fig. 4.6.10), cuando ya se había iniciado la recuperación gradual de esta ave en el HRC luego de los cambios ambientales anteriormente referidos. La Figura 4.6.10, también muestra la notoria disminución de cisnes durante el año 2021, coincidente con la disminución de la cobertura de Luchecillo en gran parte del HRC, principalmente en los sectores del eje central del HRC (1, 2 y 3), pero no así en los sectores 5 y 7 (San Antonio y río Cayumapu, correspondientemente) (Fig. 4.6.10), lo que sugiere que estos lugares pueden ser un refugio para los cisnes, ante eventos de cambios ambientales; como lo ha sido la intrusión del lobo marino en el eje central del HRC, desde el año 2018 y su posterior expansión, hacia ríos tributarios a partir de ese año. Durante este año las mayores abundancias de cisnes se registraron en los sectores 2 y 3 del HRC.

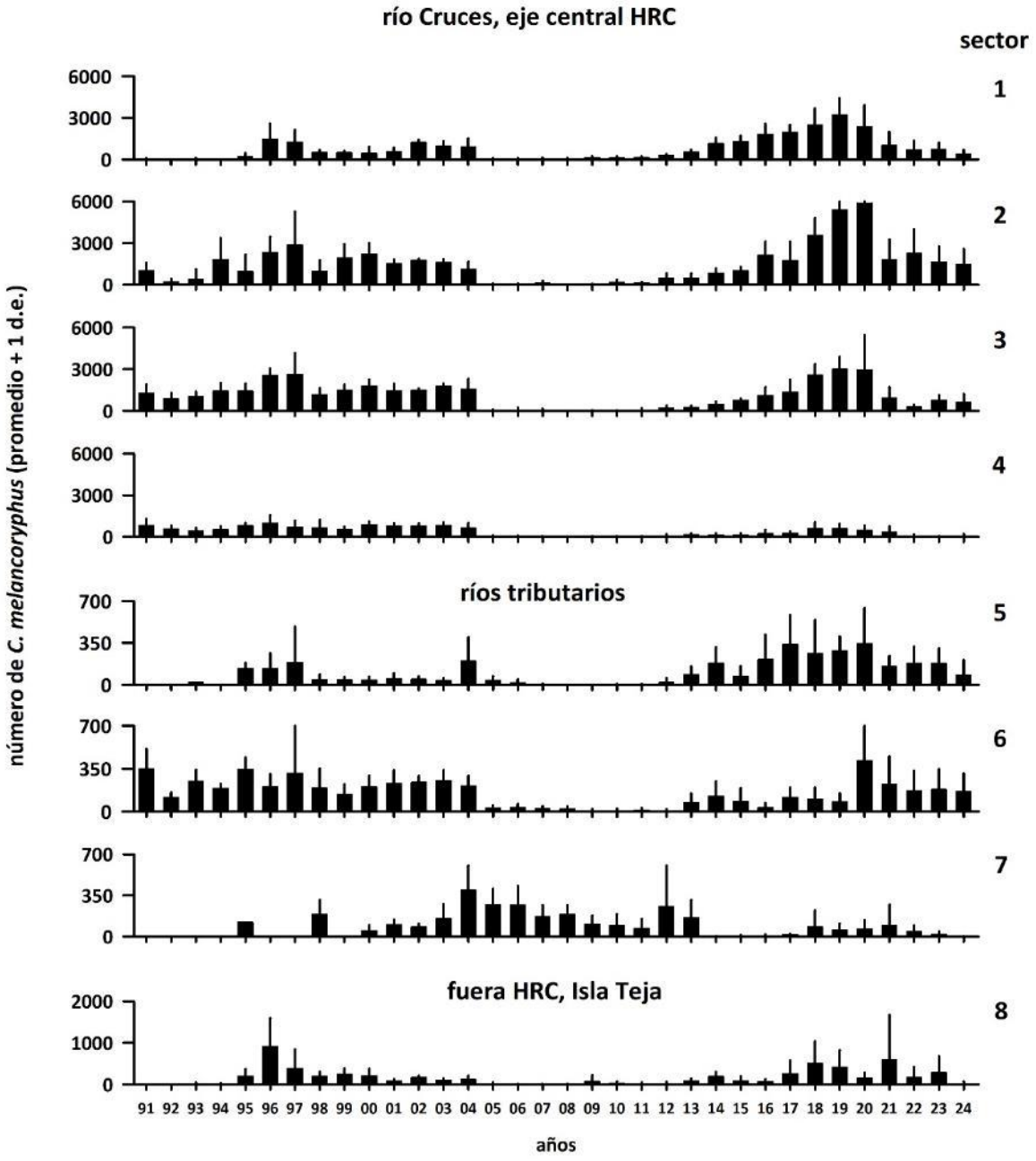


Figura 4.6.10. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Cygnus melancoryphus* en siete sectores ubicados dentro del HRC y uno fuera del mismo (Isla Teja), durante el período enero 1991 – diciembre 2024. Fuente de datos: CONAF.

Taguas

Entre los años 1991 y 2004 y similar a lo observado con los cisnes, las taguas (*Fulica armillata*) fueron más abundantes en el eje central del HRC (sectores 1 y 2), aun cuando durante el período 1998 - 2001, estas aves también mostraron abundancias altas (*ca.* 3.000 aves) fuera del HRC (sector 8 o Isla Teja) (Fig. 4.6.11). Luego de ocurridos los cambios ambientales del año 2004, las taguas desaparecieron de prácticamente todo el HRC (sectores 1 a 4) y no fue hasta el año 2012 aproximadamente, que estas aves comenzaron a recuperarse y primariamente, en los sectores 2 y 3 (Fig. 4.6.11). La Figura 4.6.11, también muestra que, durante el año 2021, la abundancia de taguas disminuyó en todo el HRC, situación que se mantiene al presente año y que durante el período 2007 – 2024, el número de taguas en el sector 8 (Isla Teja) ha sido muy bajo (inferior a 100 aves). Durante este año las abundancias de taguas han sido mayores en el sector 1 con promedios anuales de 400 ± 470 aves, además se han realizados observaciones ocasionales de Taguas en otros sectores del humedal, tal es el caso de los meses de julio y agosto en el sector 5 (42 y 50 aves, respectivamente) y en el mes de diciembre en el sector 6 (50 aves).

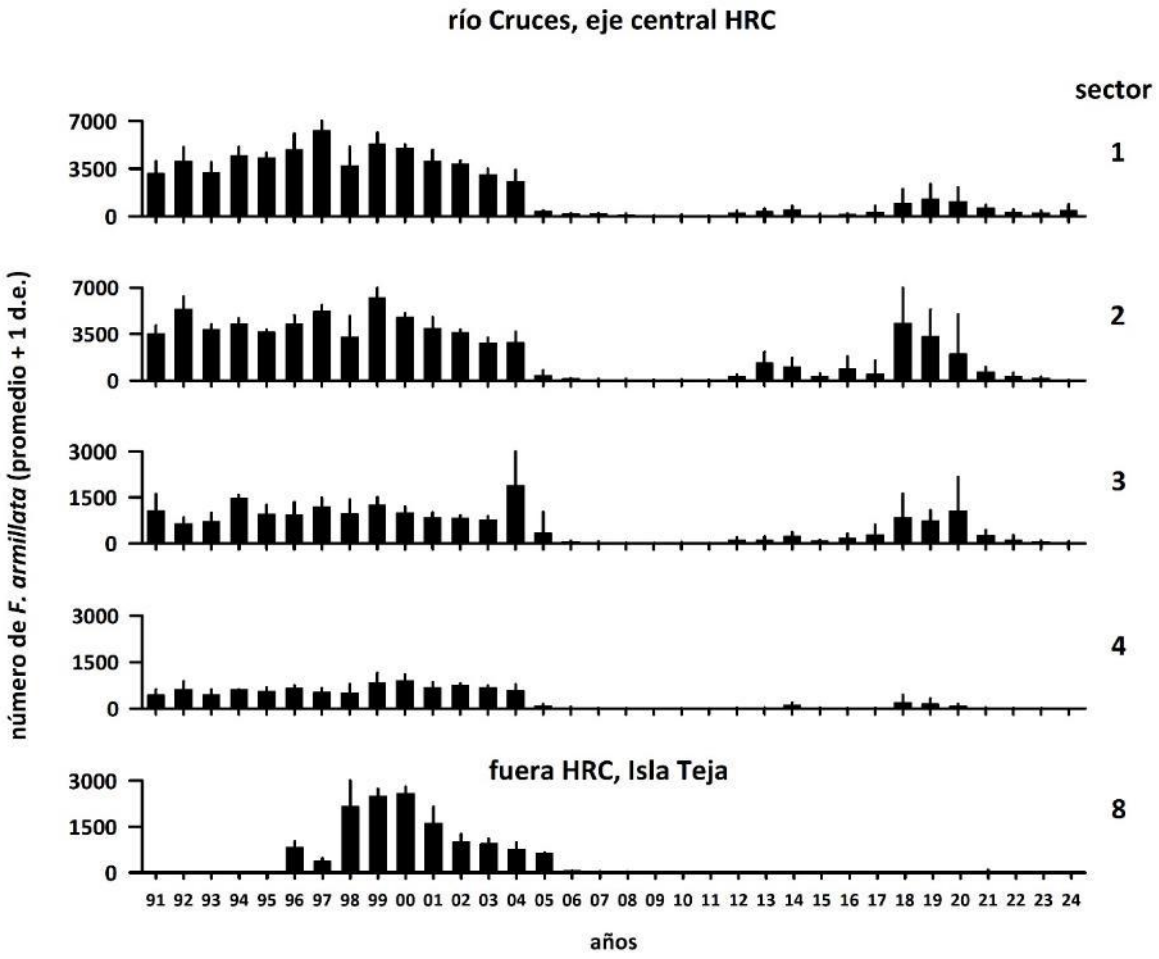


Figura 4.6.11. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Fulica armillata* en cuatro sectores ubicados dentro del HRC (1 a 4) y uno fuera del mismo (Isla Teja), durante el período enero 1991 – diciembre 2024. Fuente de datos: CONAF.

Abundancia de aves acuáticas carnívoras en diferentes sectores del HRC (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 4.6.12 a 4.6.14 muestran la variabilidad espacial y temporal de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), la Garza blanca grande (*Ardea alba*) y la Garza blanca chica (*Egretta thula),* respectivamente.

Garza cuca

Durante el período 1991 - 2004, la Garza cuca (*Ardea cocoi*), presentó abundancias anuales promedios similares en todos los sectores del eje central del HRC (Fig. 4.6.12). Posteriormente, desde aproximadamente los años 2012 y 2013 y hasta los años 2018 y 2019, se observó un aumento en las abundancias en los sectores 2 y 3, seguido de una tendencia decreciente (Fig. 4.6.12). No obstante, desde el año 2022 se observó un aumento sostenido en las poblaciones de esta ave, pero solo en el sector 3, tendencia que continúo el año 2024. Por su parte, en los sectores 1 y 4 la abundancia de esta ave no presentó variabilidad temporal durante todo el periodo de estudio (Fig. 4.6.12).

A partir de enero del año 2024, la Corporación Nacional Forestal (CONAF) comenzó a realizar censos de aves, incorporando en su metodología a todas las especies y en todos los sectores representados en la Figura 4.6.1 (sectores 1 a 8). Es por ello que, durante ese año, se registraron garzas en los sectores 5 y 6, con un promedio anual de 2 y 4 aves, respectivamente, mientras que en los sectores 7 y 8 no se registraron garzas cuca.

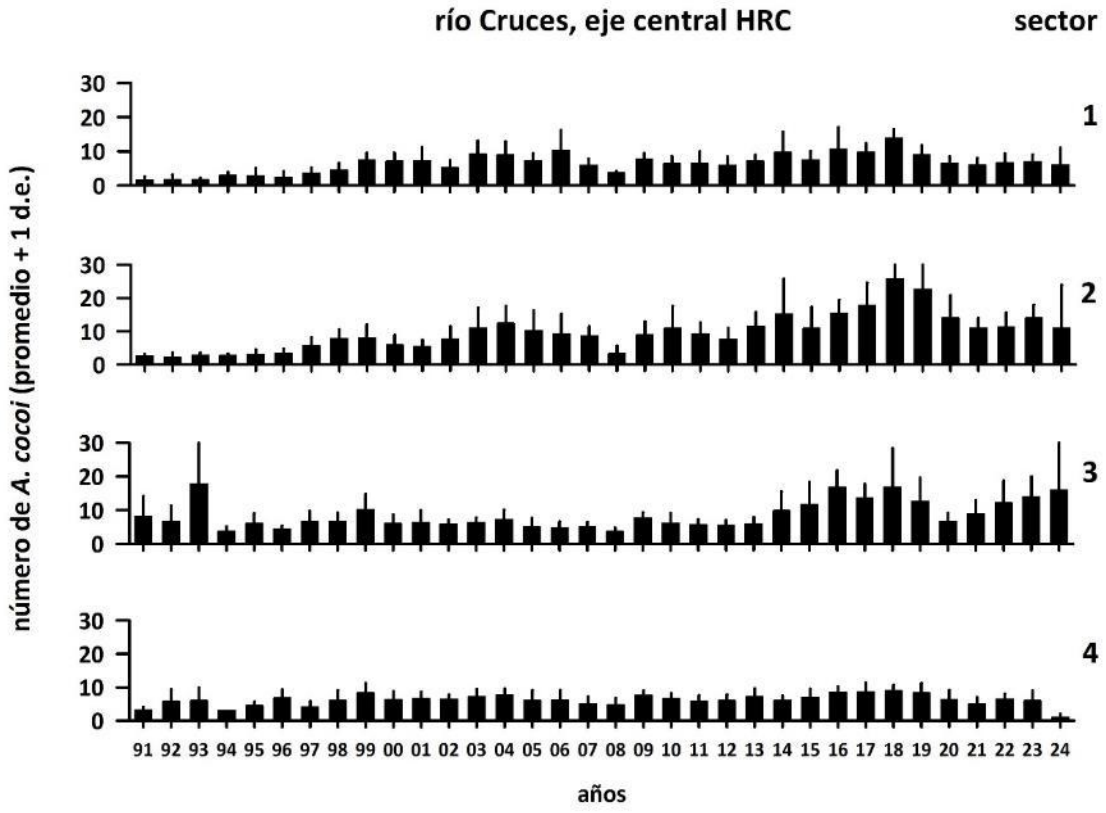


Figura 4.6.12. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Ardea cocoi* en cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2024. Fuente de datos: CONAF.

Garza blanca grande

Durante el período 1991 - 2004, la Garza blanca grande (*Ardea alba*), presentó abundancias anuales promedios más altas en los sectores 1 y 4 del eje central del HRC, especialmente en el período 1991 - 1995 (Fig. 4.6.13). A partir de ese intervalo y hasta la fecha, las abundancias de esta especie no han mostrado tendencias inter anuales claras (Fig. 4.6.13). Durante el presente año, la incorporación de nuevos sectores en los censos de CONAF permitió registrar la presencia de 3 y 2 individuos en los sitios 6 y 8, respectivamente. En contraste, no se registró la presencia de esta especien en el sector 7.

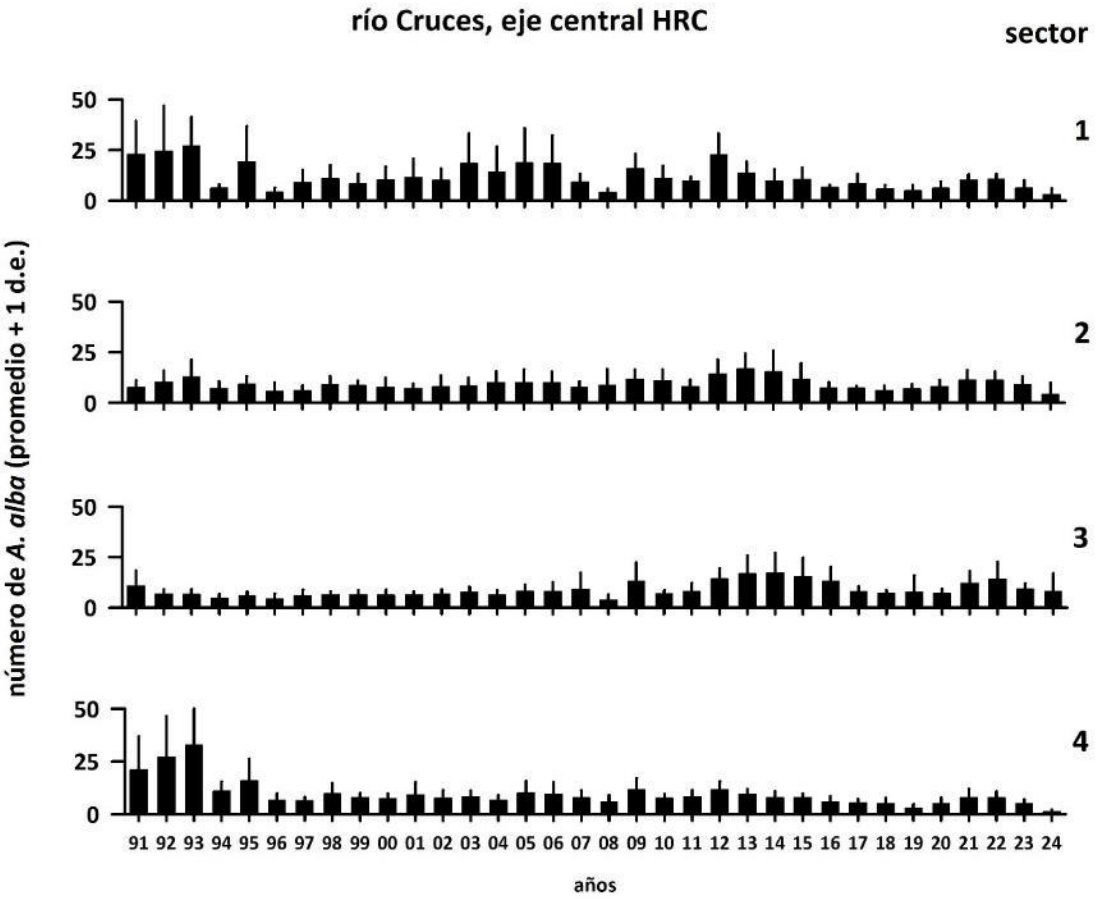


Figura 4.6.13. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Ardea alba* en cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2024. Fuente de datos: CONAF.

Garza blanca chica

Con anterioridad al año 2004, la Garza blanca chica (*Egretta thula*), presentó abundancias anuales promedio más elevadas en el sector 4 del eje central del HRC (Fig. 4.6.14). A partir de ese año, las abundancias de esta garza se han mantenido relativamente similares entre los sectores 1 a 4, con una leve tendencia inter anual al alza. Se destacan aumentos significativos en la abundancia de esta especie durante el año 2022, donde se registraron promedios anuales de 22, 34 y 29 individuos en los sectores 1, 2 y 3, respectivamente. No obstante, esta abundancia disminuyó en los años 2023 y 2024 (Fig. 4.6.14). De censos realizados durante el año 2024 en otros sectores del HRC, solo se observó un individuo en el río Pichoy (sector 7).

Figura 4.6.14. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Egretta thula* en los cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

4.6.2. DATA UACh (PERIODICIDAD ESTACIONAL (NOVIEMBRE 2015 - MARZO 2022) Y MENSUAL (MAYO 2022 – DICIEMBRE 2024)

Distribución espacial y abundancia de avifauna acuática (21 sectores del HRC)

Aves acuáticas herbívoras

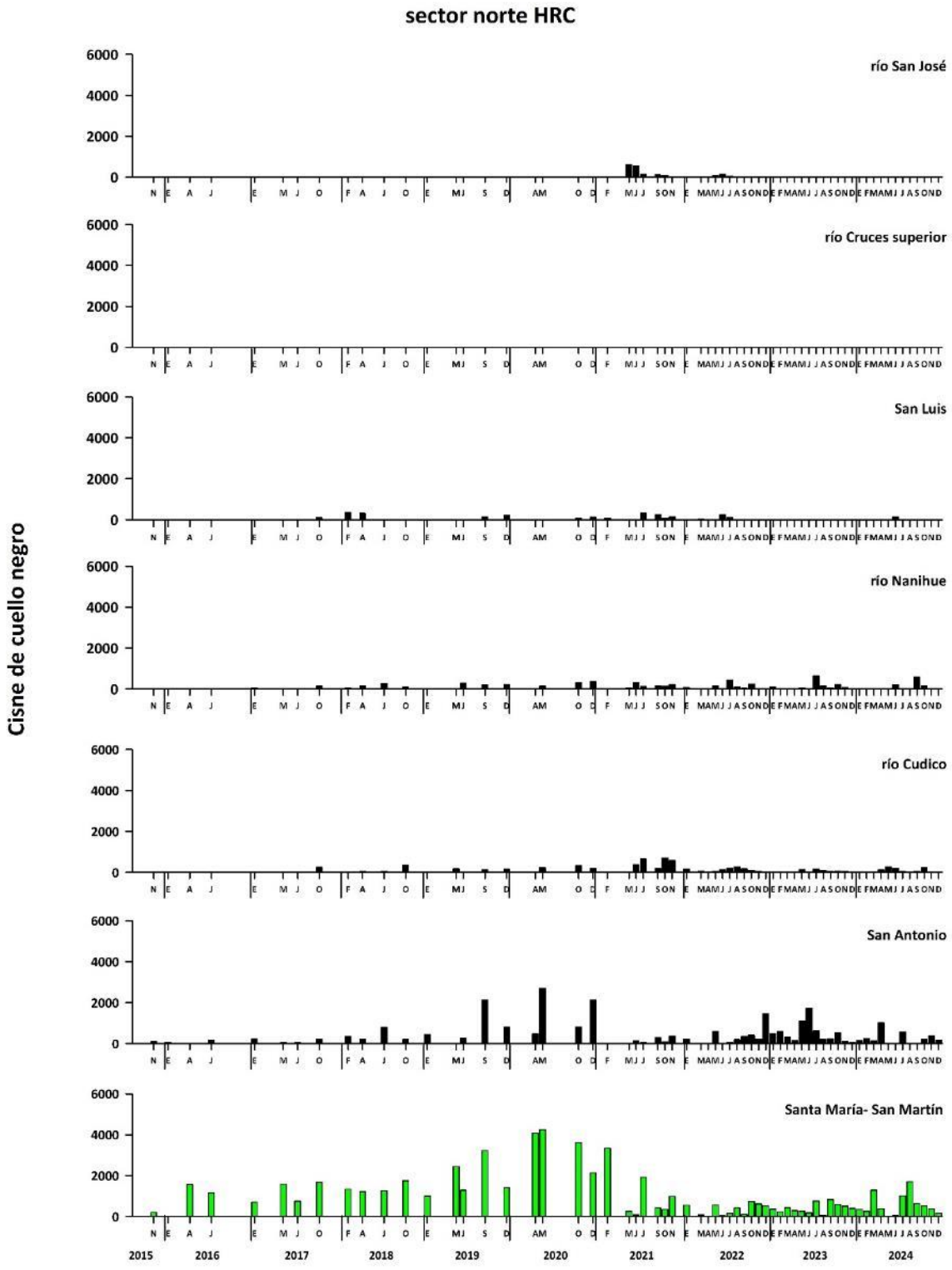
Cisnes

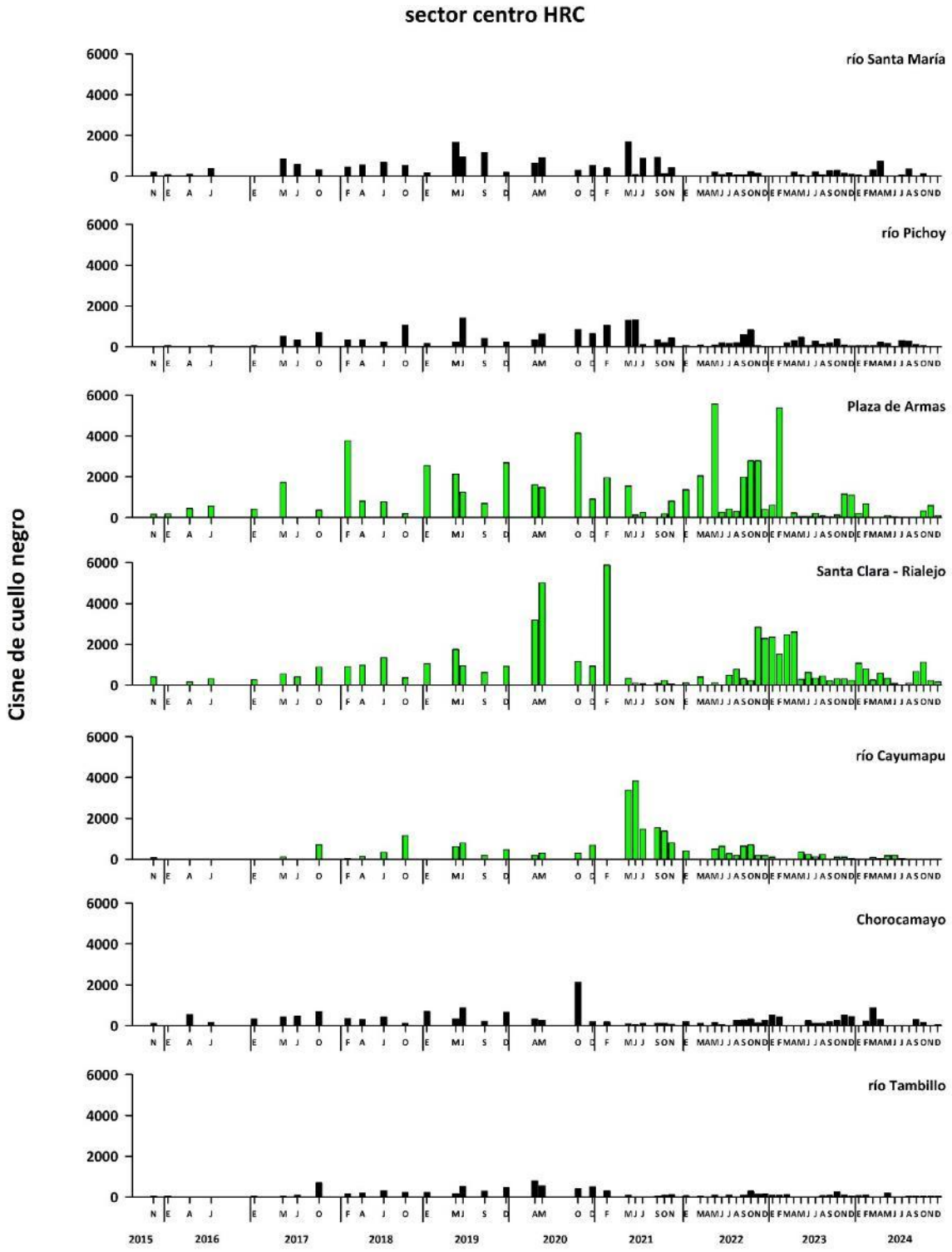
En términos generales, durante el período noviembre 2015 – diciembre 2024, las mayores abundancias de cisnes de cuello negro se registraron en la sección norte del HRC, particularmente en el sector Santa María & San Martín, donde se estimaron aproximadamente 4.000 aves durante el año 2020, y en la porción media de este humedal, destacando los sectores Santa Clara & Rialejo (*ca.* 5.000 - 6.000 aves durante el año 2020 e inicios del 2021, respectivamente), Plaza de Armas (*ca.* 4.000 aves durante los años 2018 al 2020 y aproximadamente 5.000 cisnes durante el año 2022 e inicios del 2023) y Cayumapu, donde se estimaron *ca.* De 4.000 aves durante el año 2021. Posteriormente, las abundancias de cisnes disminuyeron significativamente en estos sectores (Fig. 4.6.15). Si bien, las abundancias de esta ave han sido más bajas en la porción sur del humedal río Cruces, con respecto a los sectores antes señalados, en Punucapa y La Dehesa – La Culebra se estimaron cerca de 3.000 cisnes, particularmente durante los años 2019 y 2020. Durante todo el periodo de estudio, no se han detectado cisnes en el sector río Cruces superior y muy pocos en el canal mareal Cau Cau (Fig. 4.6.15). Durante el año 2024, se observó una disminución en la abundancia de cisnes en todos los sectores monitoreados, en comparación con los registros de años anteriores. Esta tendencia podría estar relacionada con un incremento en la presión depredatoria ejercida por *Otaria flavescens* (Lobo marino común), cuya presencia ha generado un desplazamiento de estas aves desde sus áreas tradicionales de alimentación y reproducción, alterando su distribución espacial.

Taguas

El análisis de la Figura 4.6.16 revela que las taguas presentan una distribución espacial más restringida en comparación con los cisnes, concentrándose principalmente en el eje central del Humedal del Río Cruces (HRC), con registros muy escasos en los ríos tributarios. Los sectores que registraron las mayores abundancias de taguas fueron Santa Clara & Rialejo (3.279 individuos en mayo 2020), Plaza de Armas (4.635 aves en mayo 2021), Punucapa (2.440 aves en junio 2023) y La Dehesa & La Culebra (2.849 ejemplares en junio 2021). En contraste, no se han registrado observaciones de taguas en el tramo superior del río Cruces, ríos Cudico y Nanihue y canal mareal Cau Cau.

Durante el año 2024, la abundancia de taguas mostró una marcada variación estacional, fluctuando entre un mínimo de 19 individuos en agosto y un máximo de 1.685 en abril. En este período, las mayores concentraciones se observaron en los sectores de Punucapa e Isla Teja, lo que sugiere una posible preferencia por estos hábitats durante ciertas épocas del año.


sector norte HRC
Cisne de cuello negro
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
Santa María- San Martín
6000
4000
2000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024


sector centro HRC
Cisne de cuello negro
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
6000
4000
2000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024

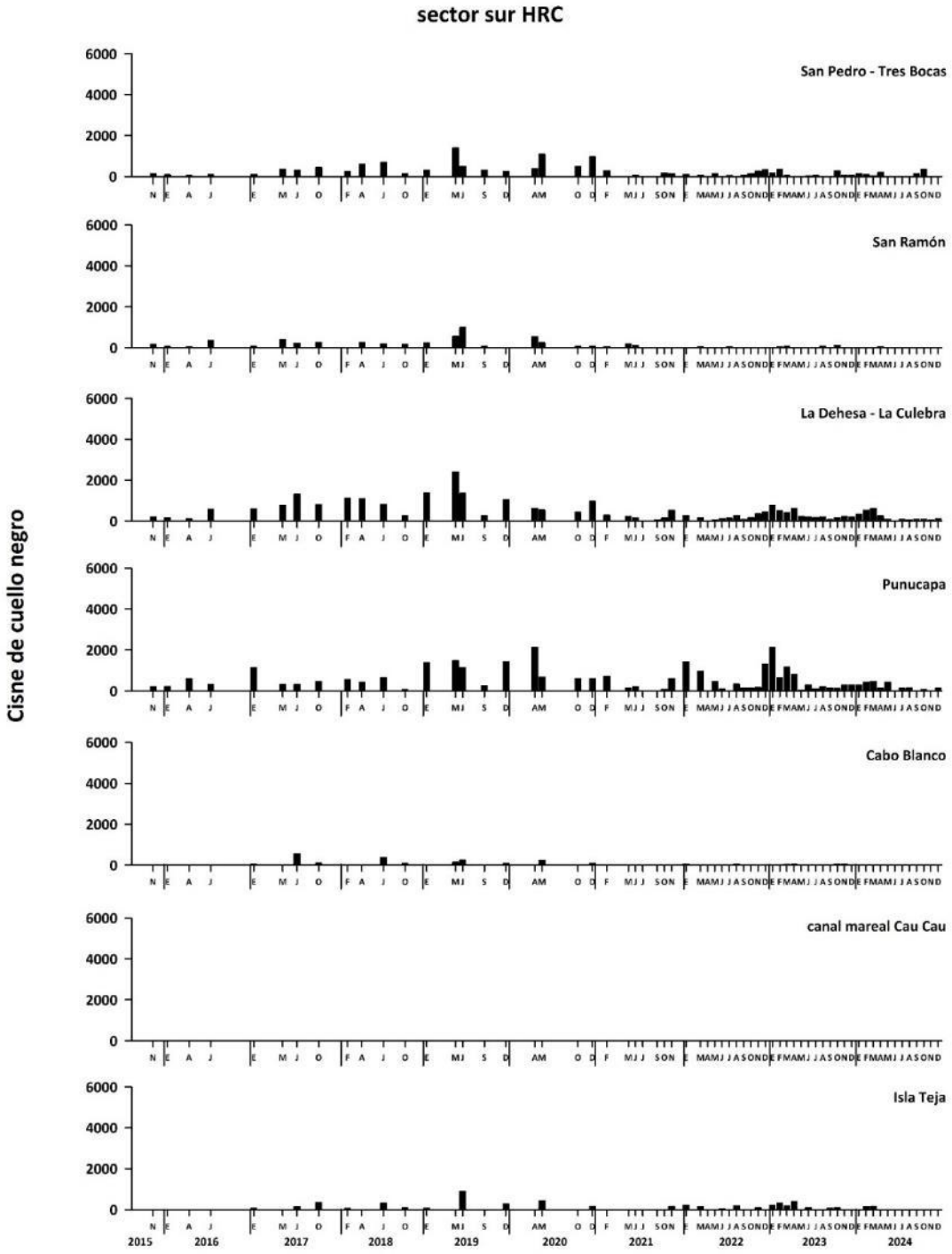
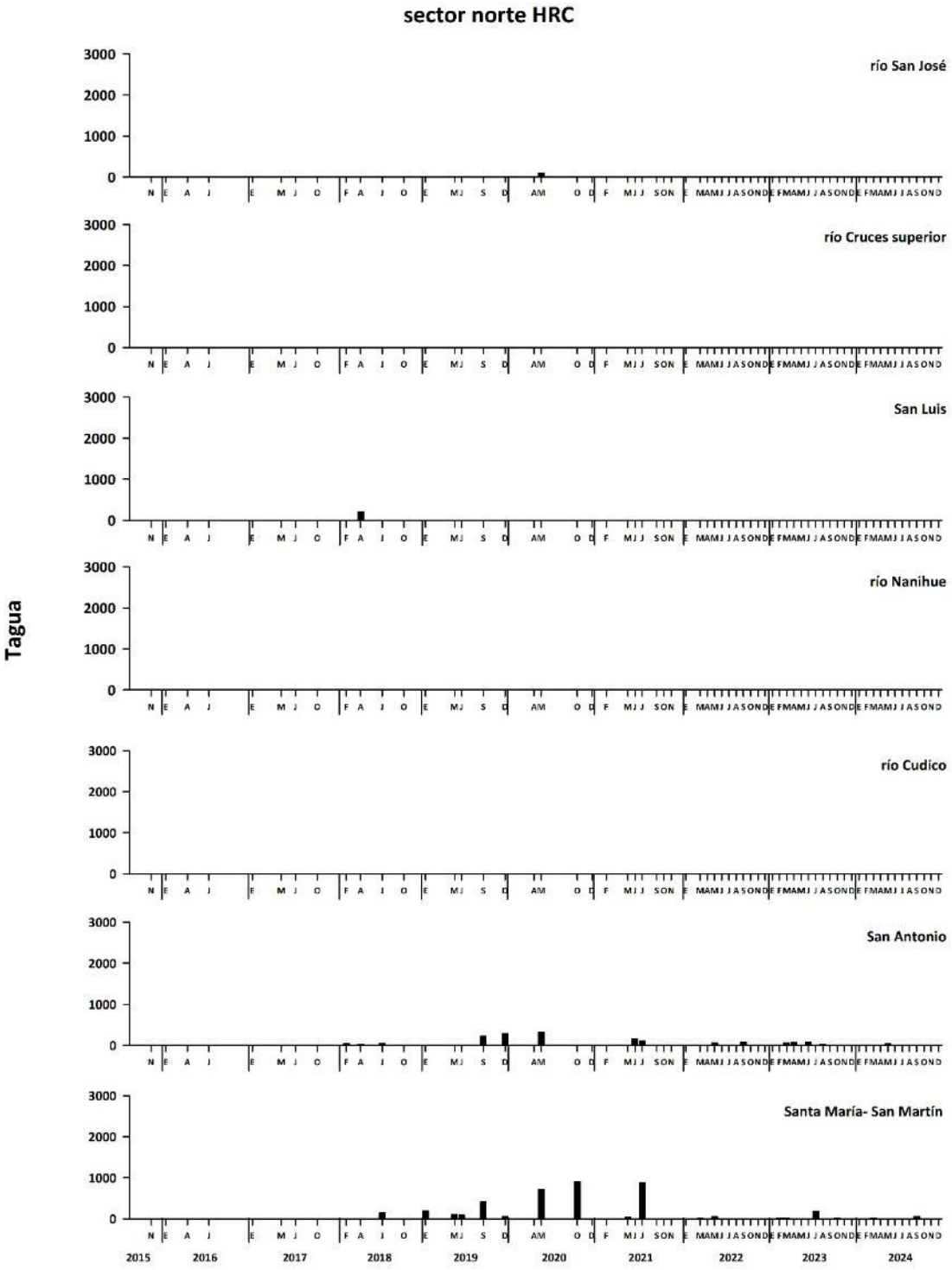
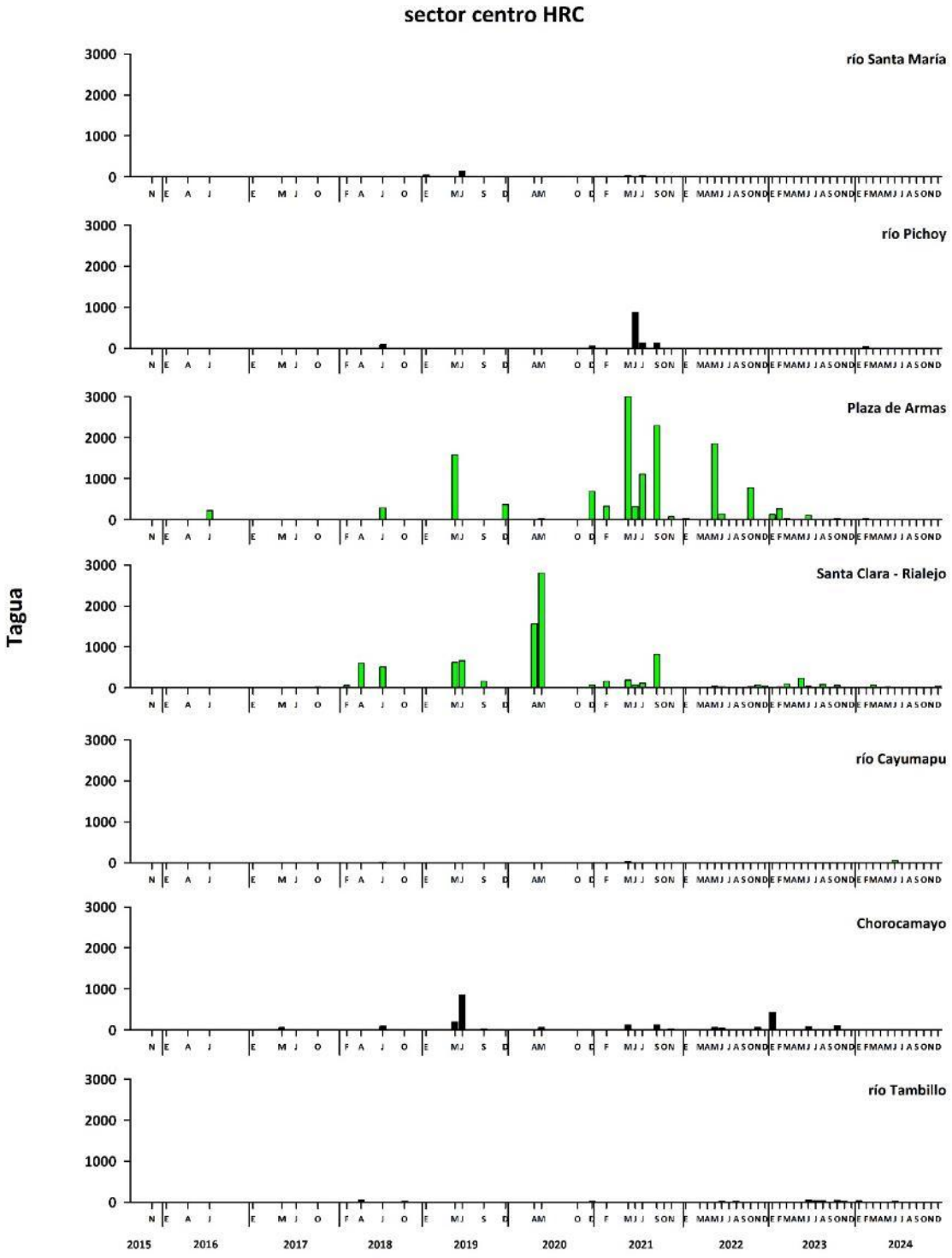


Figura 4.6.15. Abundancia y distribución espacial del Cisne de cuello negro en 21 sitios distribuidos en 3 sectores norte, centro y sur del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2024 (n=60 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.


sector norte HRC
Tagua
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
Santa María- San Martín
3000
2000
1000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024


sector centro HRC
Tagua
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
3000
2000
1000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024

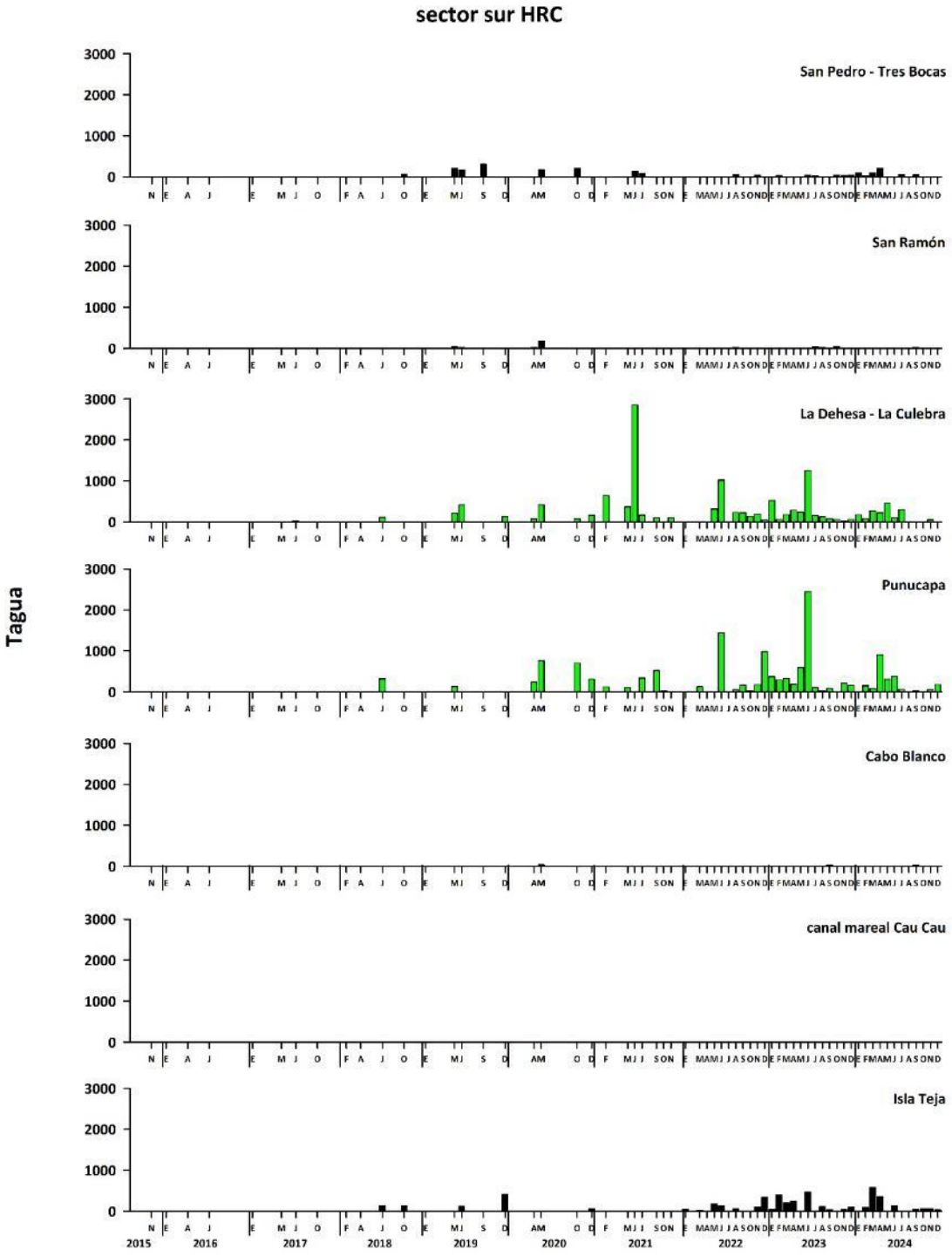


Figura 4.6.16. Abundancia y distribución espacial de la Tagua en 21 sitios distribuidos en 3 sectores norte, centro y sur del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2024 (n=60 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

Aves acuáticas carnívoras

Garza cuca

Durante el período noviembre 2015 - diciembre 2024, el sector donde se estimaron las abundancias más altas de Garza cuca, fue San Martín & Santa María, con aproximadamente 60 individuos registrados durante los censos de octubre del año 2018, septiembre del año 2019 y diciembre del año 2024 (Fig. 4.6.17). Este sector corresponde a un área reconocida como sitio reproductivo clave para la especie dentro del HRC.

En menor medida, otros sectores como el río Santa María, Plaza de Armas, Pichoy y Cayumapu también presentaron abundancias significativas, con registros de hasta aproximadamente 20 aves por censos (Fig. 4.6.17). Estos sitios han concentrado la mayor ocurrencia de la especie durante el período de monitoreo, sugiriendo su importancia como hábitats de alimentación y descanso.

En contraste, el sector sur del HRC se caracteriza por una baja abundancia de esta especie, lo que podría estar asociado a condiciones ecológicas menos favorables, como menor disponibilidad de presas, alteración del hábitat o disturbios antrópicos más intensos. (Fig. 4.6.17).

Garza blanca grande

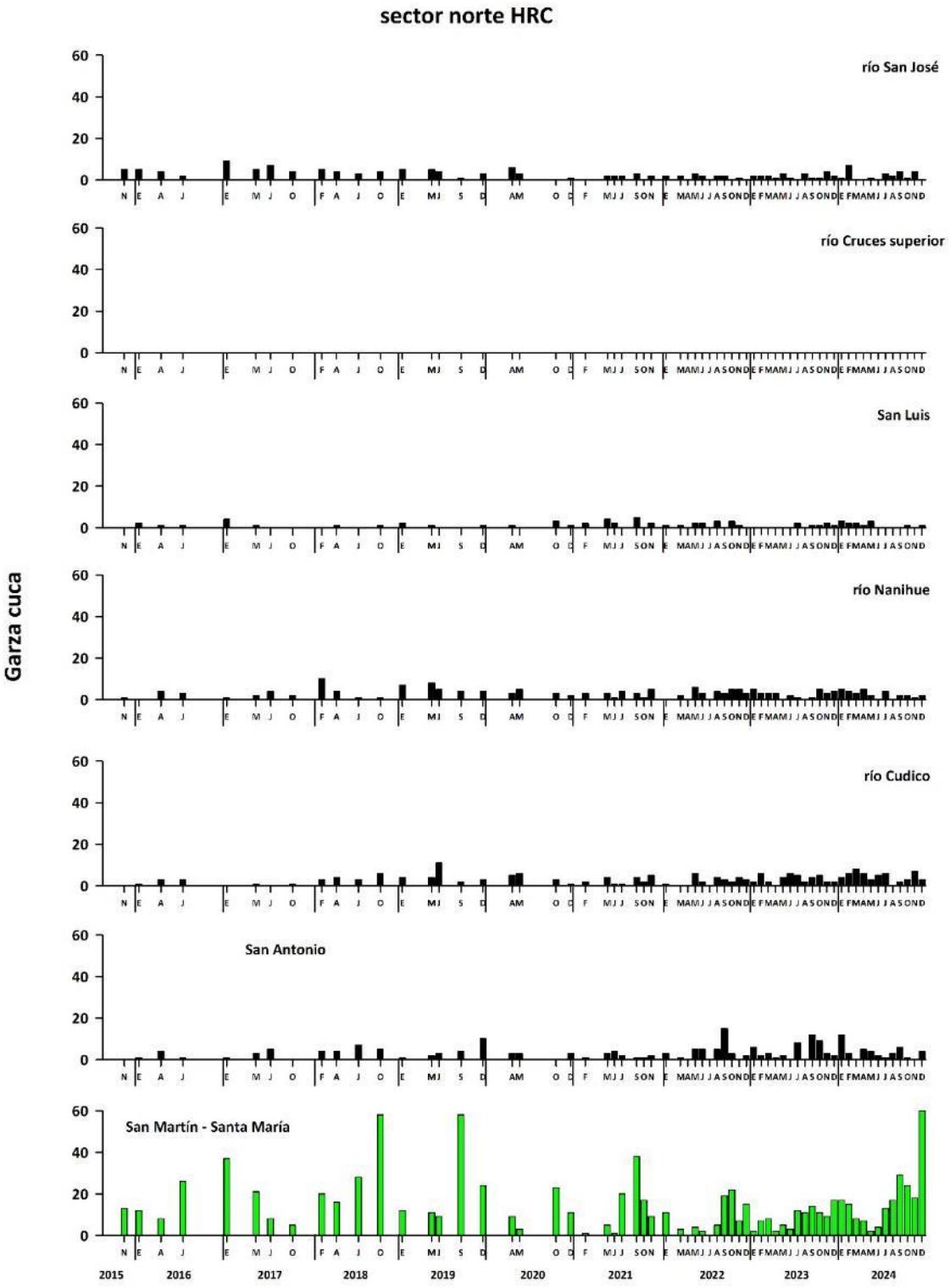
Durante el período noviembre 2015 y diciembre 2024, las mayores abundancias estimadas de Garza blanca grande se registraron en los sectores San Martín & Santa María, con un máximo de 40 individuos en diciembre 2024 (Fig. 4.6.18). Seguido, destacan los sectores de los ríos Pichoy y Cayumapu, con registros máximos de 22 y 30 aves en febrero y octubre del año 2023, respectivamente (Fig. 4.6.18).

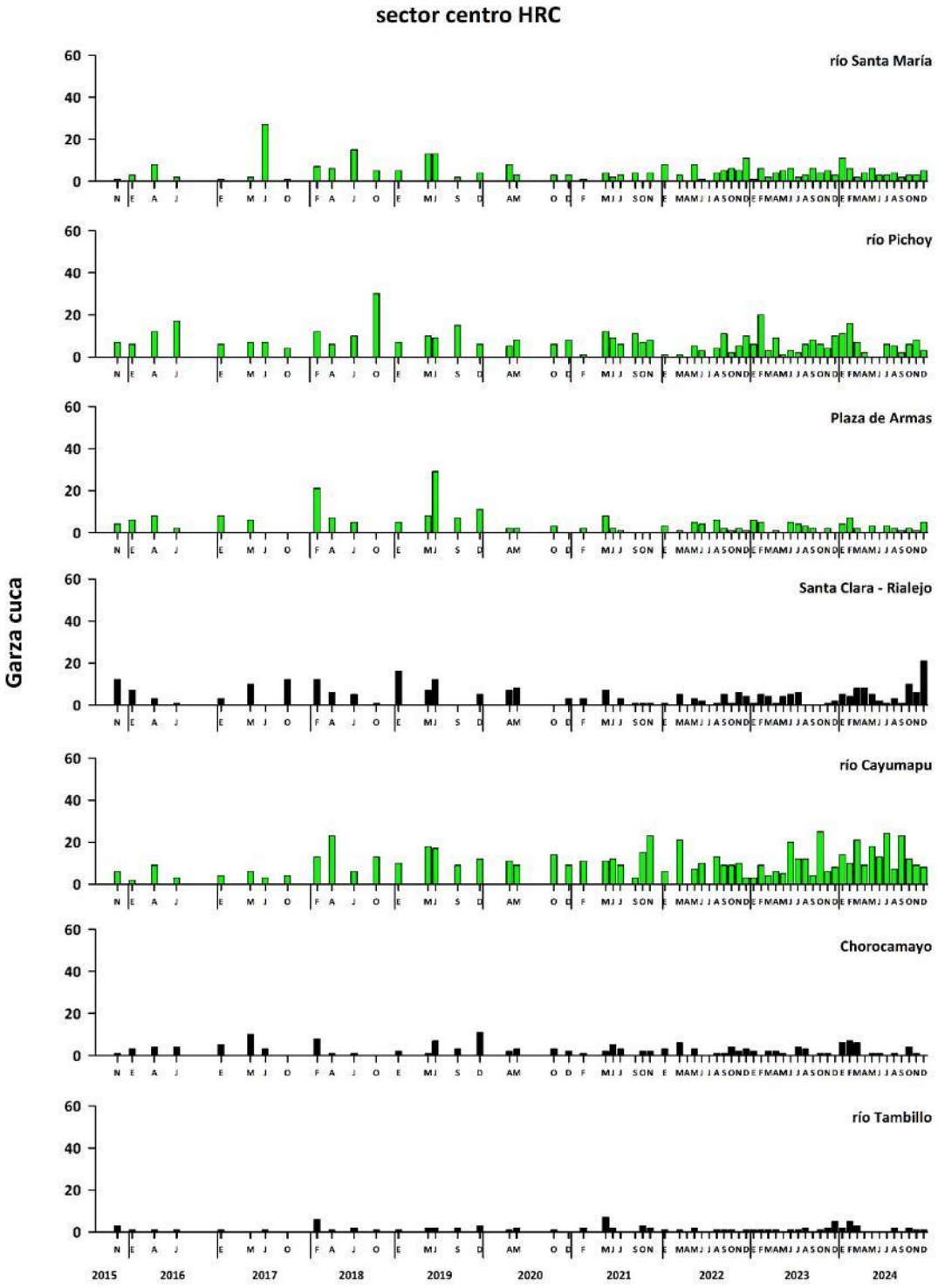
Además de concentrar las abundancias más altas, estos sectores han presentado la mayor frecuencia de ocurrencia de la especie durante el período de monitoreo, lo que sugiere su importancia como hábitats tróficos y de refugio. A partir de agosto de 2022 se observa una presencia sostenida de *A. alba* en los ríos Cudico, Nanihue y Santa María, indicando una posible expansión del rango de uso o una estabilización de condiciones ecológicas favorables en estos cuerpos de agua.

Similar a lo observado con la Garza cuca, el sector sur del HRC mantiene una baja densidad de garza blanca grande. Esta tendencia podría estar relacionada con condiciones ecológicas desfavorables, tales como menor disponibilidad de presas acuáticas, modificación del hábitat ribereño o mayor exposición a perturbaciones de origen antrópico (paso de embarcaciones) (Fig. 4.6.18).

Garza blanca chica

Si bien se ha constatado la presencia de ejemplares de *Egretta thula* en la mayoría de los sectores del Humedal del Río Cruces, sus mayores abundancias presentan un patrón más restringido en comparación con las otras especies de Garzas, concentrándose principalmente en los sectores San Martín & Santa María y Cayumapu. En estas áreas, se registró un máximo de aproximadamente 84 individuos en agosto de 2022 y 108 individuos en julio del mismo año, respectivamente (Fig. 4.6.19). Cabe destacar un evento inusual ocurrido en mayo de 2022, cuando se censaron 145 individuos en el sector Punucapa, valor significativamente superior al observado en otros períodos de muestreo y que, hasta la fecha, no se ha repetido (Fig. 4.6.19). Esta observación puntual podría estar asociada a condiciones ecológicas excepcionales, tales como cambios temporales en la disponibilidad de hábitat, fluctuaciones hidrológicas o aumentos locales en la oferta de recursos tróficos, que habrían favorecido la concentración de individuos en dicho sector.


sector norte HRC
Garza cuca
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024


sector centro HRC
Garza cuca
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
60
40
20
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024

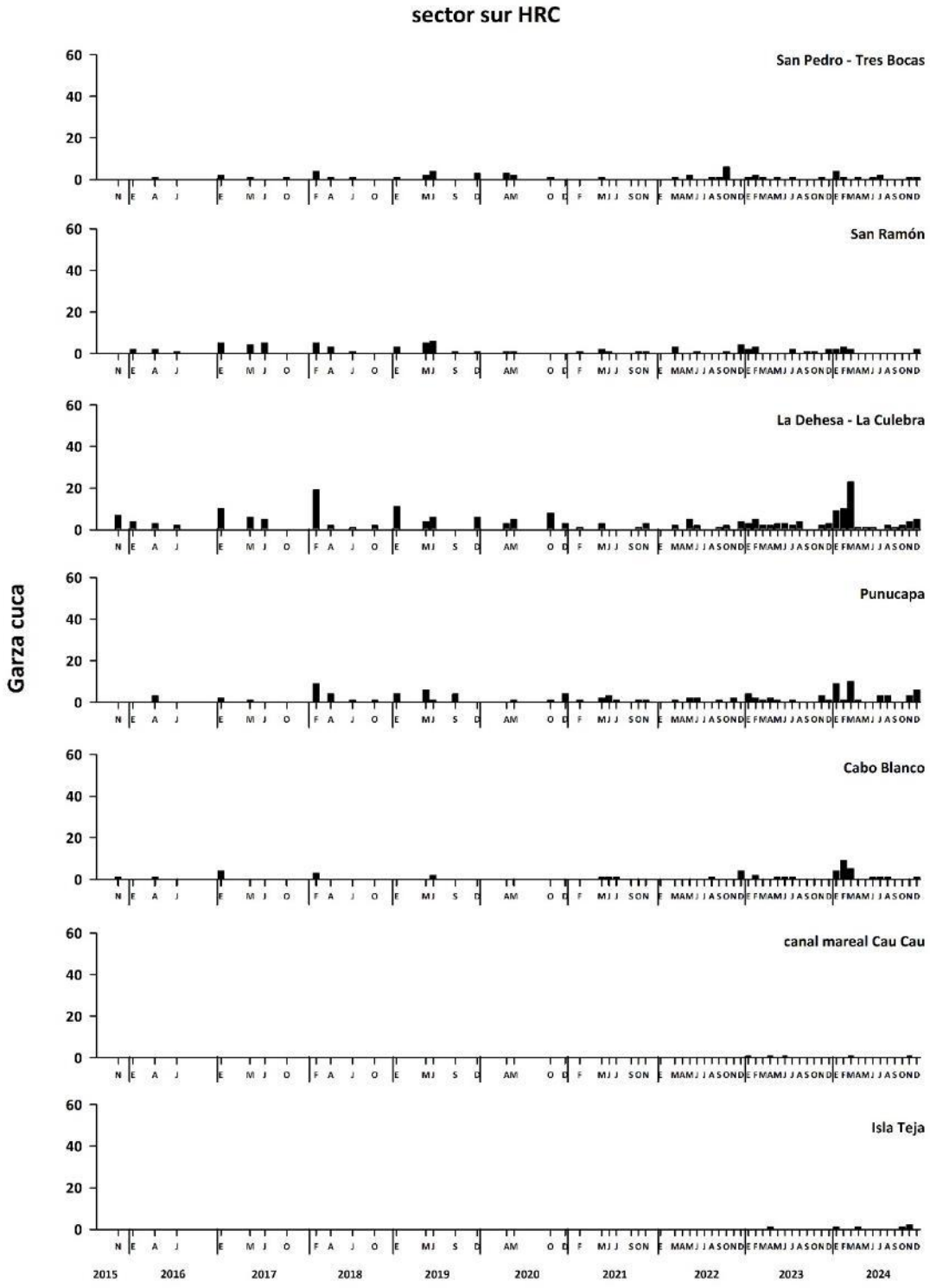
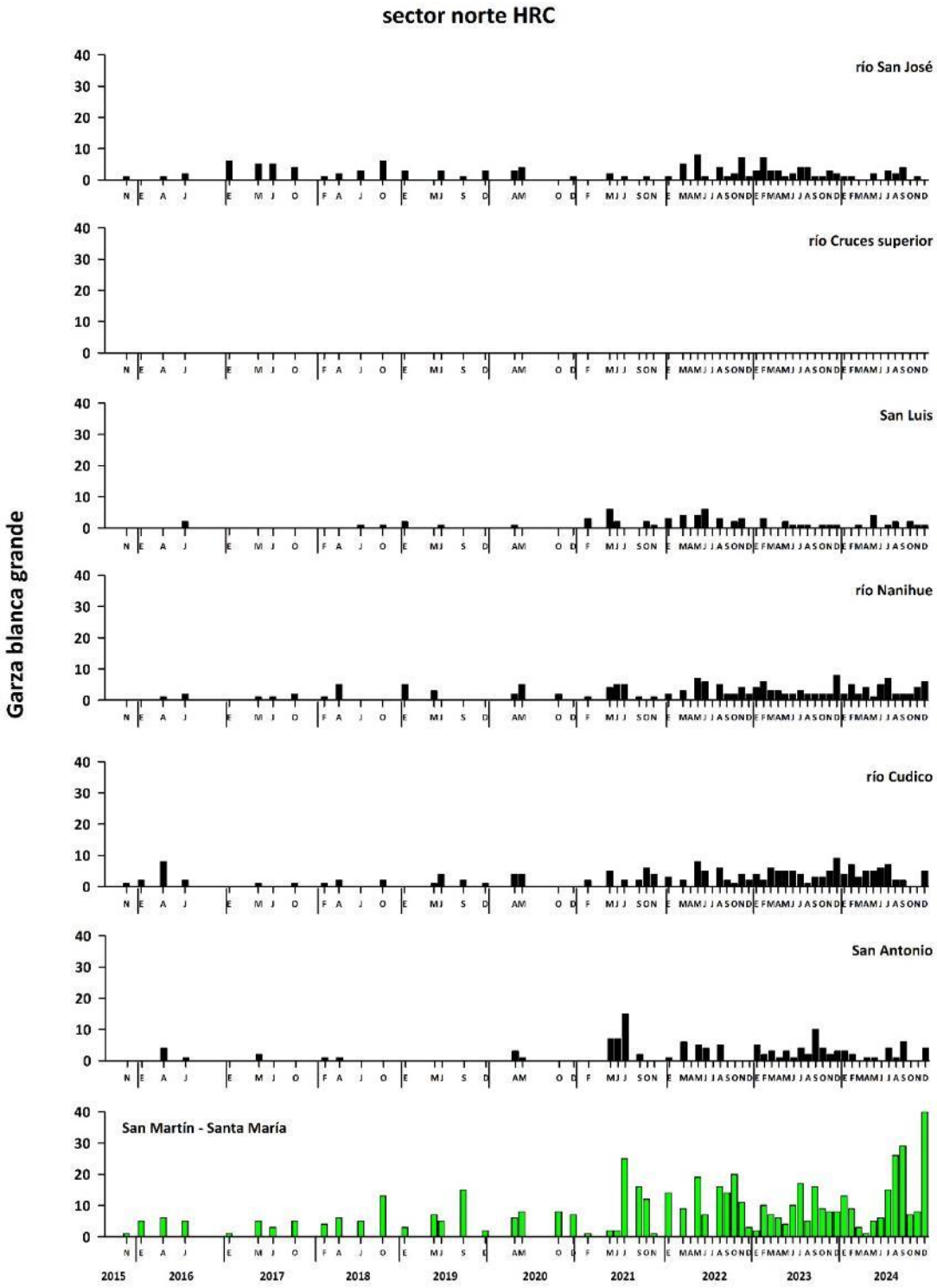
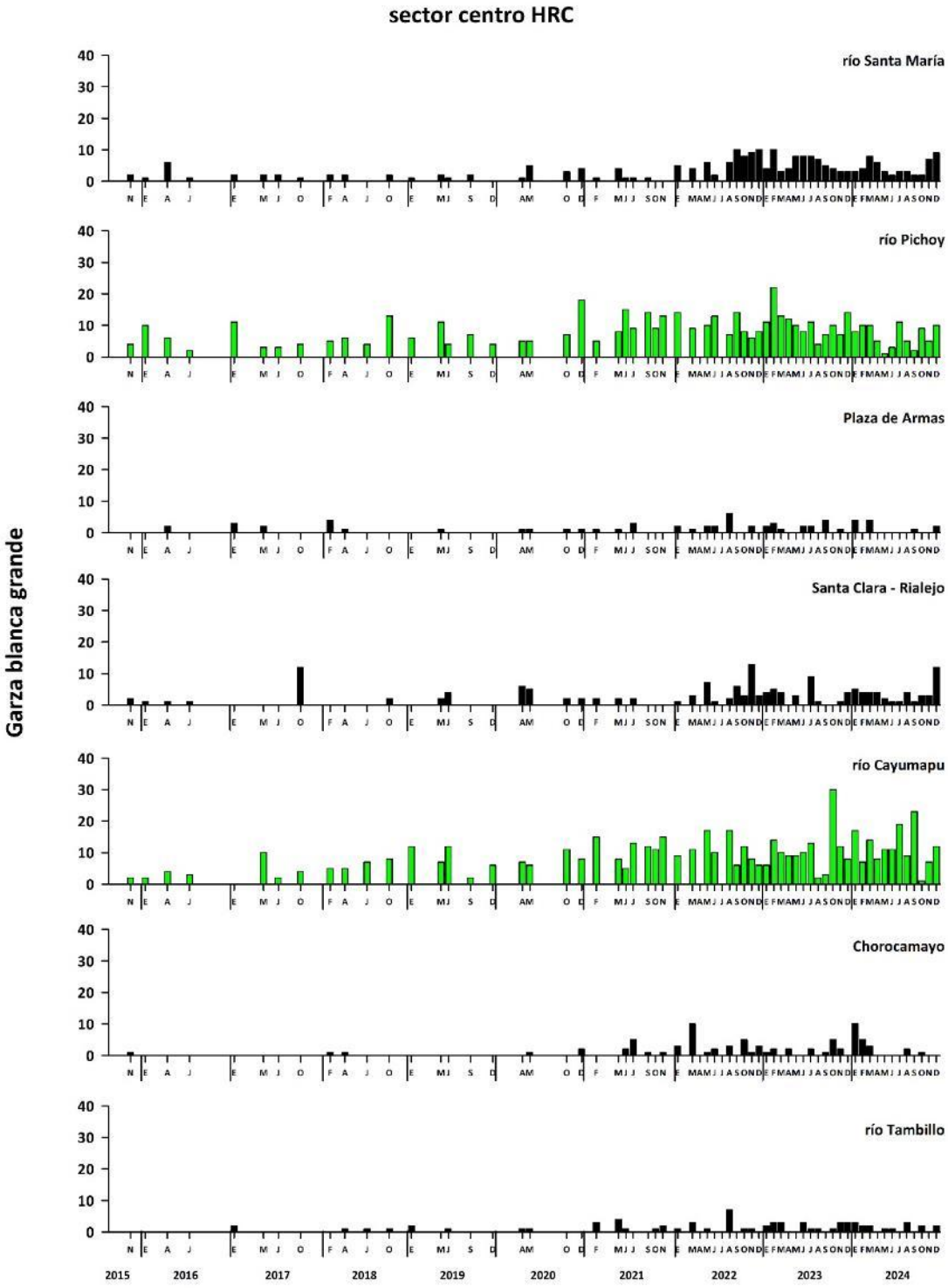


Figura 4.6.17. Abundancia y distribución espacial de la Garza cuca en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC (*cf*. Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2024 (n=63 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia**.**


sector norte HRC
Garza blanca grande
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024


sector centro HRC
Garza blanca grande
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024

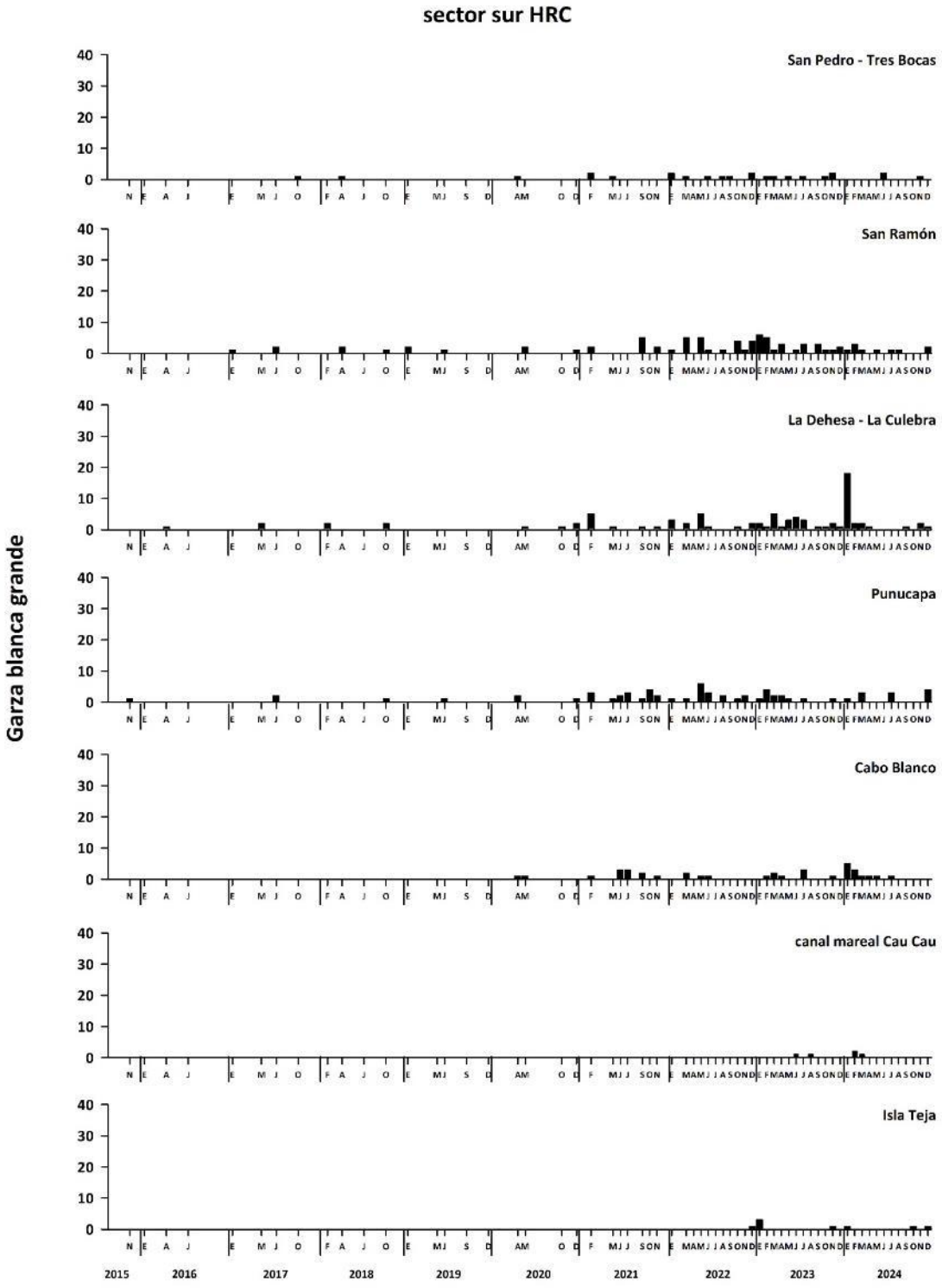
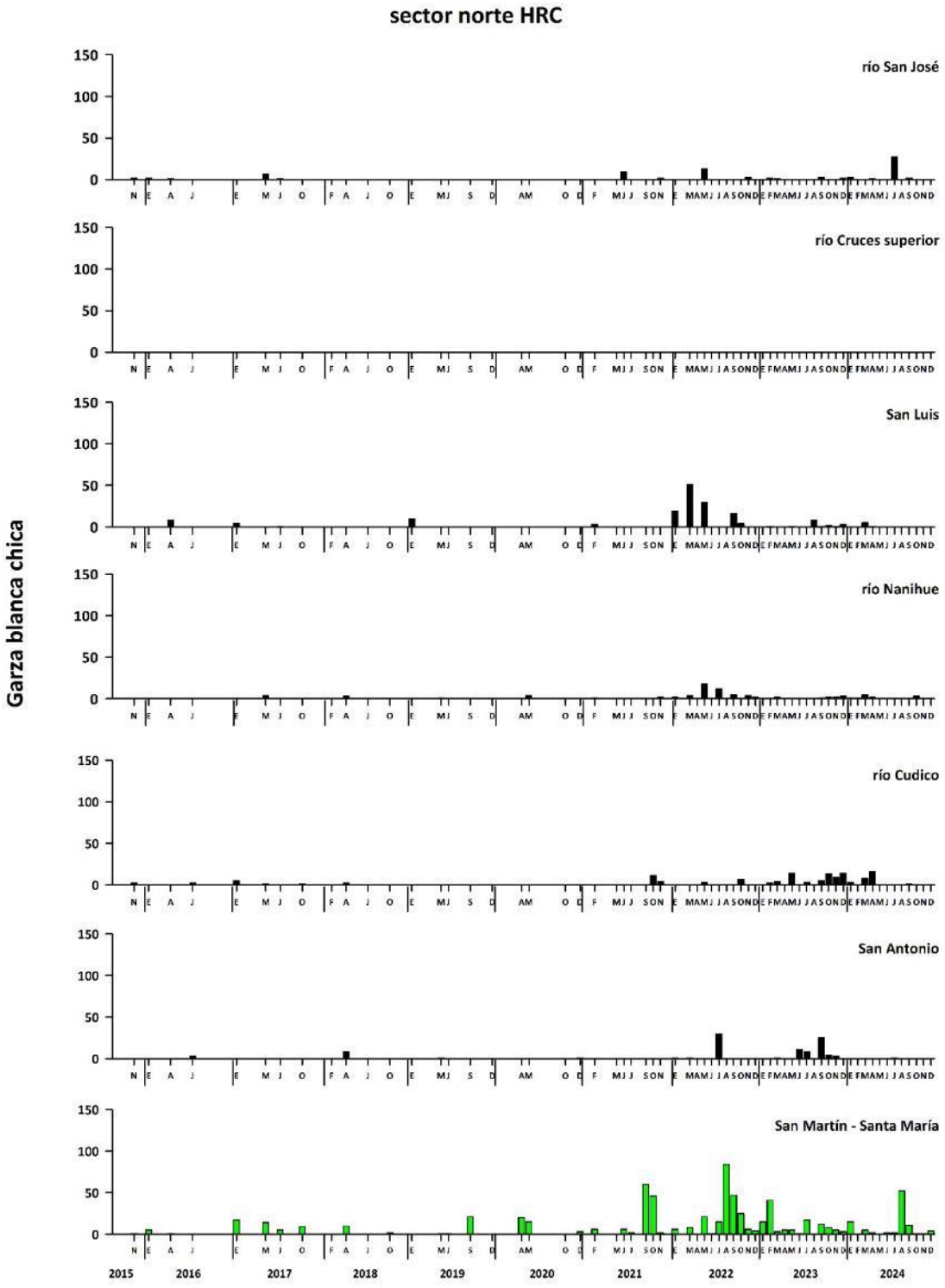
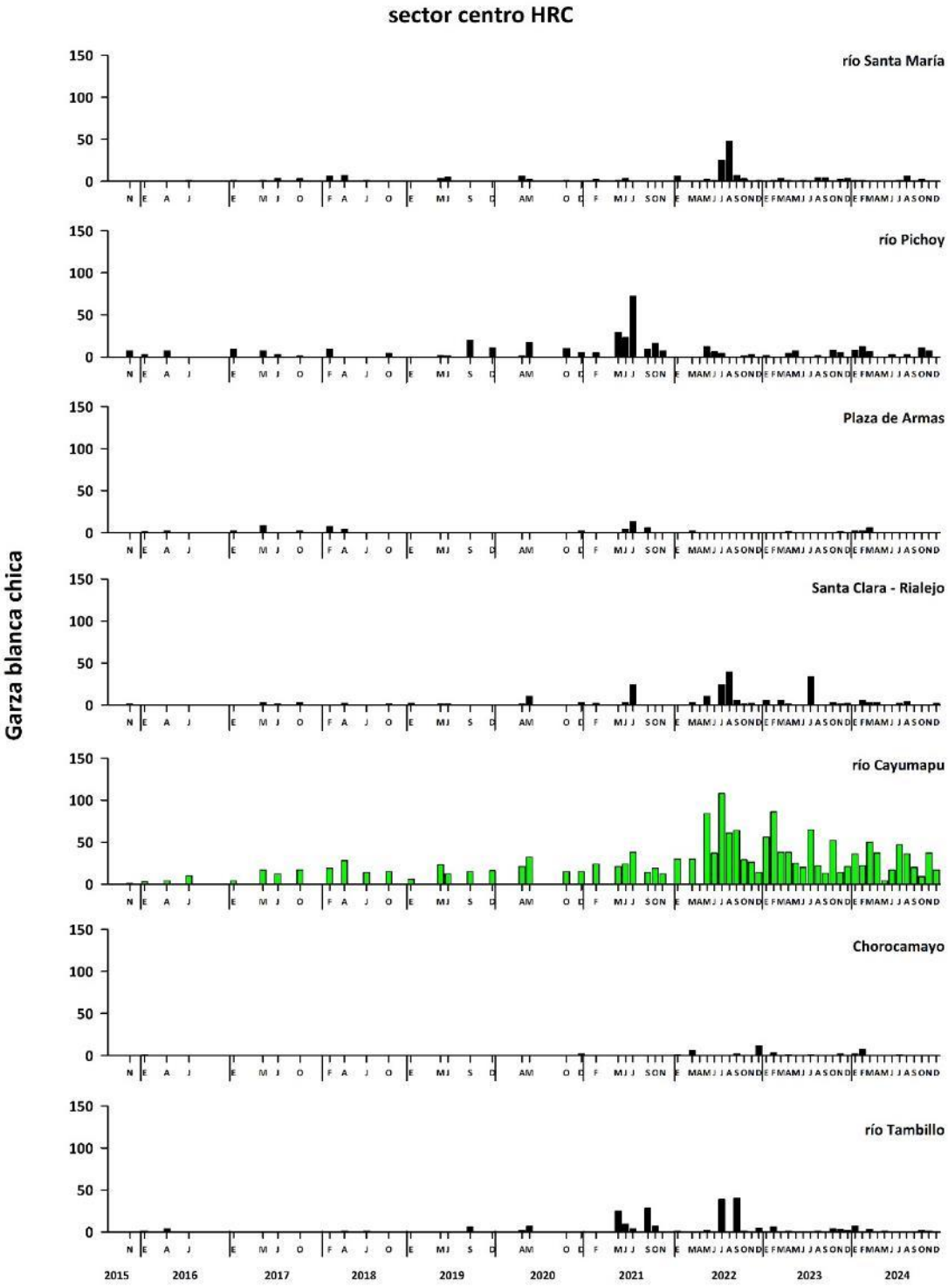


Figura 4.6.18. Abundancia y distribución espacial de la Garza blanca grande en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2024 (n=63 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.


sector norte HRC
Garza blanca chica
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
150
100
50
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024


sector centro HRC
Garza blanca chica
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
150
100
50
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024

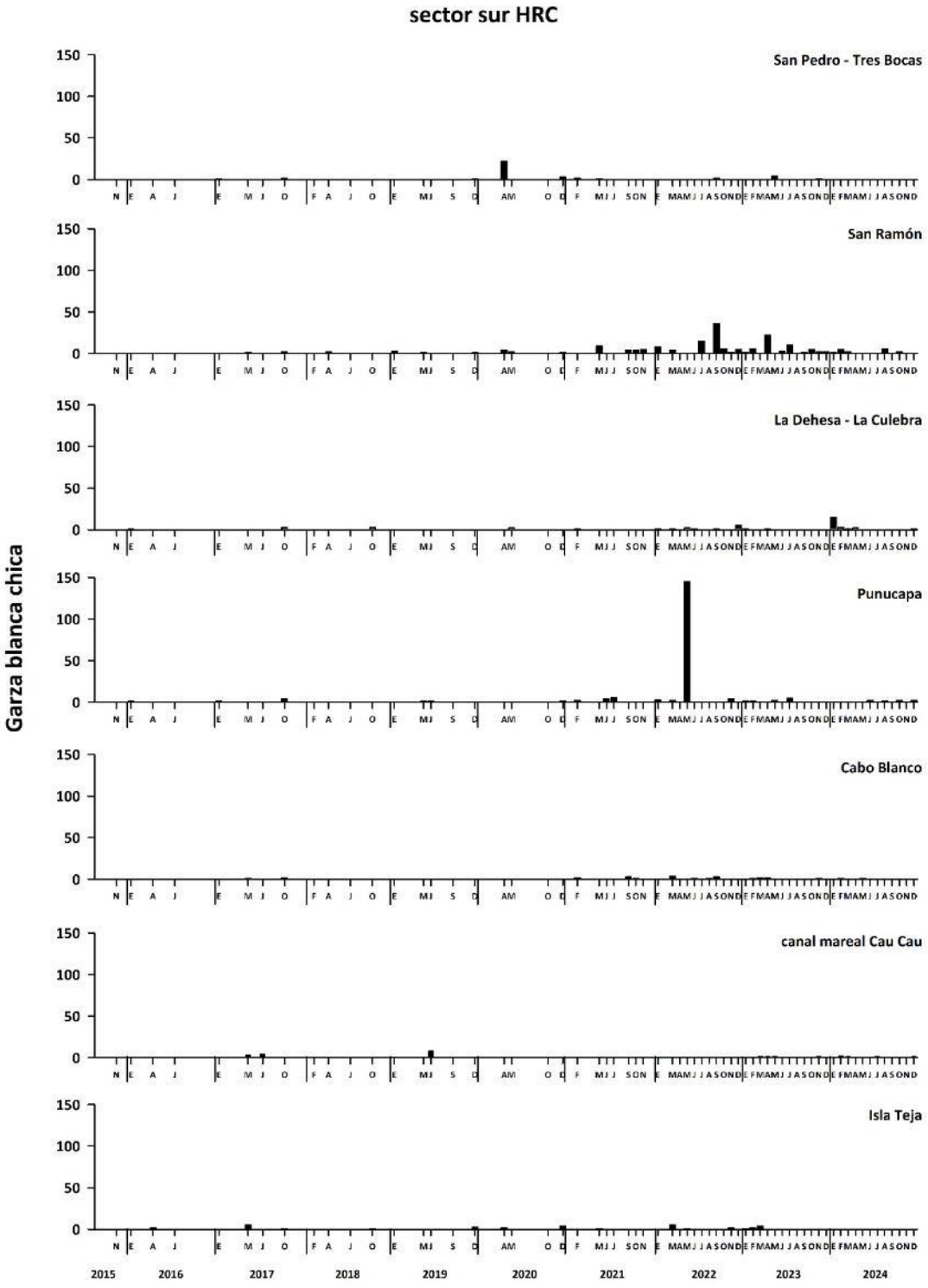


Figura 4.6.19. Abundancia y distribución espacial de la Garza blanca chica en 21 sitios distribuidos en 3 sectores norte, centro y sur del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2024 (n=63 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

Comparación data UACh & CONAF

La Figura 4.6.20 presenta la variación temporal en las abundancias del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y la Tagua común (*Fulica armillata*), a partir de registros obtenidos por la Universidad Austral de Chile (UACh) y la Corporación Nacional Forestal (CONAF), entre noviembre de 2015 y diciembre de 2024.

Los datos provistos por CONAF corresponden a censos de frecuencia mensual, mientras que los datos de la UACh comprenden dos series: una con periodicidad aproximadamente estacional, recolectada entre noviembre de 2015 y diciembre de 2021, y otra con periodicidad mensual, levantada entre enero de 2021 y diciembre de 2024.

A pesar de las diferencias metodológicas entre ambas instituciones —lo que se traduce en variaciones absolutas en los conteos—, las series temporales muestran patrones de tendencia congruentes. Esta concordancia sugiere que, a nivel general, ambos conjuntos de datos capturan de forma consistente las dinámicas poblacionales de ambas especies en el HRC (Fig. 4.6.20).

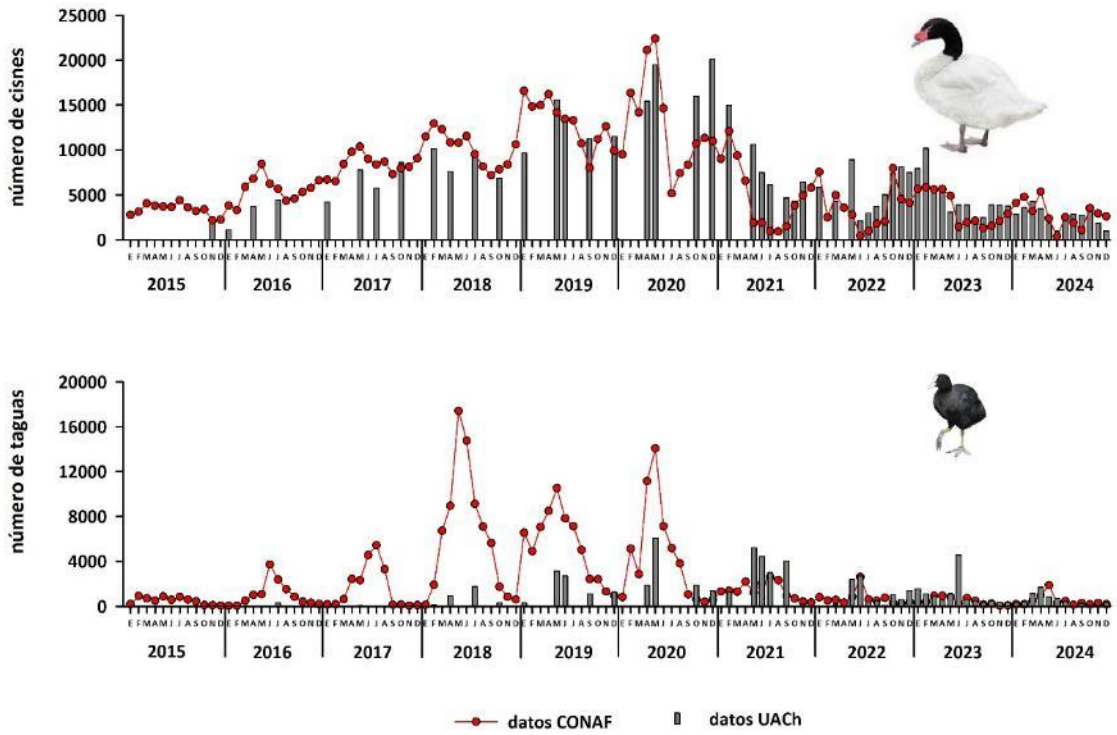


Figura 4.6.20. Comparación de las abundancias del Cisne de cuello negro y la Tagua, estimadas por la UACh y la CONAF, durante el período noviembre 2015 - diciembre 2024.

La Figura 4.6.21 muestra los resultados de los análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre ambos sets de datos. Esos resultados muestran correlaciones significativas ($p<0,05$) entre ambos; en otras palabras, los datos de la UACh y la CONAF predicen la misma tendencia en la variabilidad de las abundancias de cisnes y taguas; dicho de otro modo, cuando los datos de la UACh muestran tendencias al aumento en las abundancias de cisnes y taguas, los datos de CONAF predicen lo mismo y *viceversa*. No obstante, lo anterior, los valores del coeficiente de determinación o R^2 (porcentaje de la variable dependiente explicado por la variable independiente), indican que la tendencia para los datos de cisnes tiene mayor certidumbre que la referida a los datos de taguas (valores de R^2 de 0,636 y 0,194 para cisnes y taguas, respectivamente) (Fig. 4.6.21).

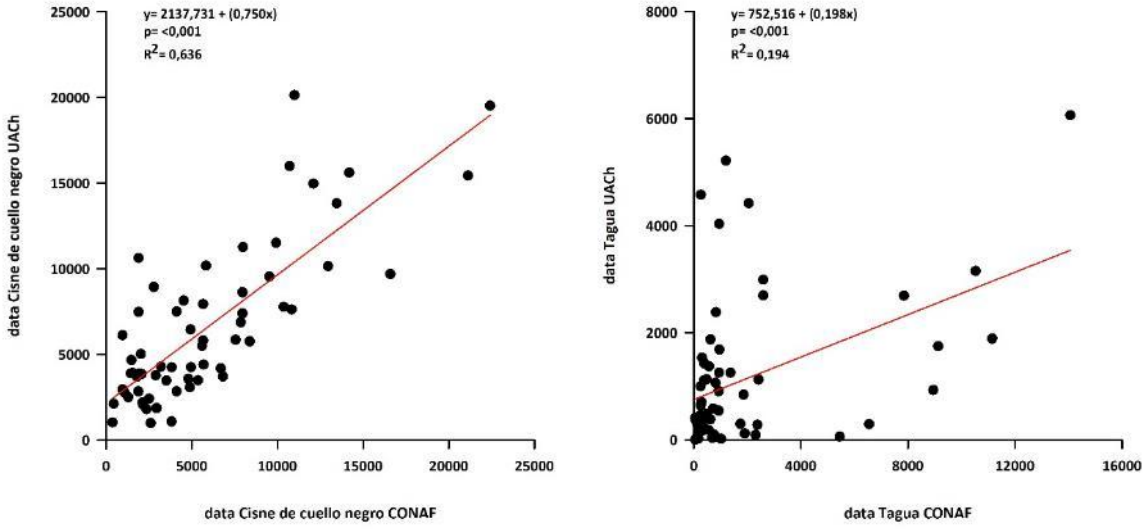


Figura 4.6.21. Resultados gráficos de los análisis de regresión realizados con datos de censos de cisnes y taguas, llevados a cabo por la UACh y CONAF (noviembre 2015 a diciembre 2024; n=63 muestreos). Se agregan líneas rojas para indicar la tendencia central significativa de los datos.

La Figura 4.6.22, muestra la variabilidad temporal de la Garza Cuca, Garza Blanca grande y Garza blanca chica, basada en datos recolectados por la UACh y la CONAF, durante el período noviembre 2015 - diciembre 2024. La data de CONAF tiene periodicidad mensual, a la vez que la de la UACh incluye dos sets de datos: uno con periodicidad *circa* estacional obtenido entre noviembre 2015 y diciembre 2021 y otro de periodicidad mensual recolectado entre enero 2021 y diciembre 2024.

Si bien, los censos de garzas muestran las mismas tendencias entre las dos instituciones, los censos de la UACh presentan mayores abundancias de estas especies, debido probablemente a que estas aves se concentran principalmente en los interiores del río Cayumapu, lugar que no es visitado durante los censos que realiza CONAF.

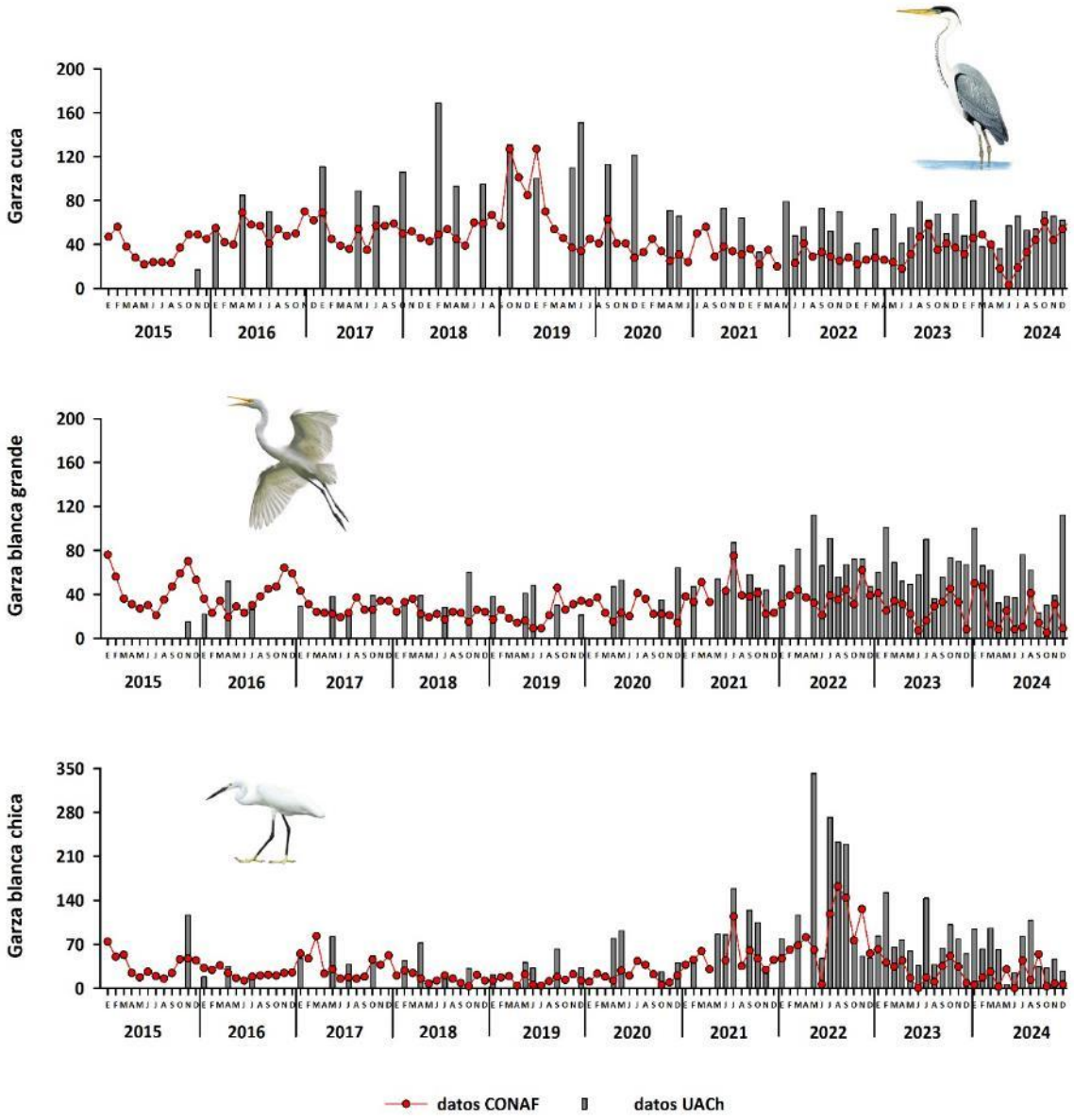


Figura 4.6.22. Comparación de las abundancias de Garza Cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica, estimadas por la UACh y CONAF, durante el período noviembre 2015 - diciembre 2024.

La Figura 4.6.23 muestra los resultados de los análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre ambos sets de datos. Esos resultados muestran correlaciones significativas ($p < 0,05$) entre los datos de ambas instituciones para la Garza cuca y la Garza blanca chica. Es decir, las tendencias resultantes de análisis de regresión llevados a cabo con los datos de cada institución pueden ser comparados. No obstante, el valor del coeficiente de determinación o R^2 estimado para el set de datos de la Garza blanca chica ($R^2 = 0,418$), indica un valor más alto de certidumbre que el estimado para los datos de la Garza Cuca ($R^2 = 0,219$) (Fig. 4.6.23).

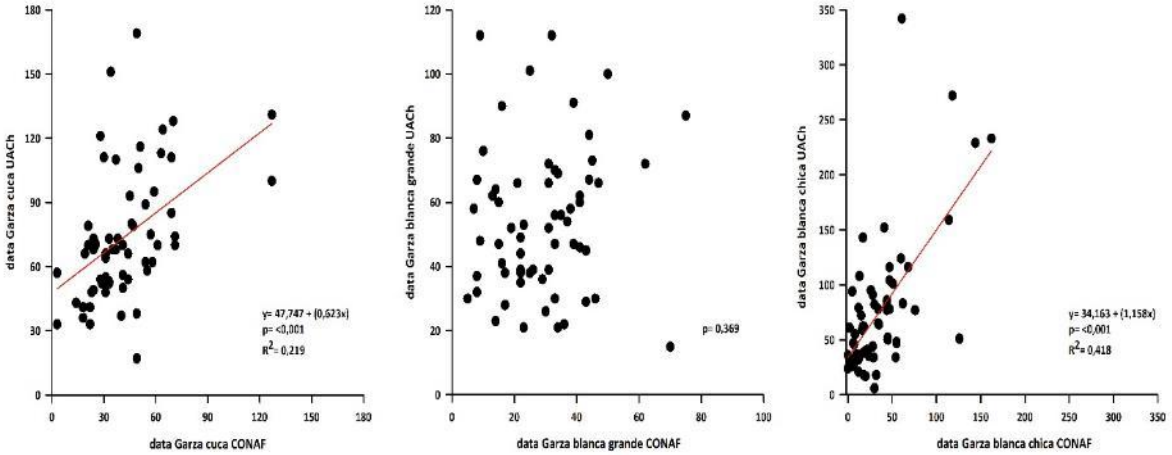


Figura 4.6.23. Resultados gráficos de análisis de regresión realizados con datos de censos de la Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica llevados a cabo por la UACh y CONAF (noviembre 2015 a diciembre 2024; n= 62 muestreos). Se agregan líneas rojas para indicar la tendencia central significativa de los datos.

CONCLUSIONES

• De acuerdo con los registros sistemáticos recopilados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), entre enero de 1991 y diciembre de 2024, la riqueza específica de la avifauna acuática del humedal del río Cruces (HRC) se ha mantenido relativamente estable únicamente en el Sector 1 (El Molino, La Dehesa, Punucapa y San Ramón). En contraste, los sectores 2, 3 y 4 han evidenciado una disminución significativa en la riqueza de especies a lo largo del tiempo ($p<0,05$), sin que, hasta la fecha, exista una explicación empírica o científicamente fundamentada que permita atribuir dicha tendencia a causas ambientales, ecológicas o antrópicas específicas.

En cuanto a la abundancia total de aves acuáticas, esta ha experimentado un incremento general a partir del año 2012, impulsado principalmente por el notable aumento en las poblaciones de Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y la Tagua común (*Fulica armillata*). Este aumento coincide temporalmente con la recuperación del Luchecillo (*Egeria densa*) - macrófita clave en la ecología trófica de estas especies herbívoras - cuya biomasa y cobertura se vio afectada tras los cambios ambientales ocurridos en el año 2004.

• Entre los años 2012 y 2020, las poblaciones de Cisne de cuello negro aumentaron de manera sostenida y estadísticamente significativa ($p<0,05$), alcanzando promedios anuales cercanos a los 13.000 individuos en 2019 y 2020. No obstante, esta tendencia se revirtió abruptamente en los años siguientes, registrándose disminuciones importantes en sus promedios anuales: 5.200 (2021), 3.600 (2022), 3.700 (2023) y 2.893 (2024). Por su parte, las taguas mostraron una disminución continua desde 2018 (con *ca*. 6.200 individuos) hasta alcanzar solo 515 en 2022, 437 en 2023 y 454 aves promedio anual. La disminución simultánea de ambas especies ha sido coincidente con la afectación del Luchecillo registrada a partir del año 2020. A pesar de que esta macrófita ha evidenciado signos de recuperación en la mayoría de los sectores del humedal, las poblaciones de cisnes y taguas no han mostrado repuntes proporcionales, lo que sugiere la posible influencia de otros factores limitantes como

la calidad del hábitat, variabilidad hidrológica o la presión depredatoria por parte de los lobos marinos.

• El análisis de las series temporales correspondientes al período 1991–2004 evidencia cambios contrastantes en la abundancia relativa de las especies de garzas presentes en el humedal del río Cruces. Durante este período, la Garza cuca (*Ardea cocoi*) mostró un aumento significativo en su población ($p<0,05$), lo que podría estar asociado a una mayor disponibilidad de presas y condiciones favorables de hábitat en sectores específicos del humedal. En contraste, la Garza blanca grande (*Ardea alba*) experimentó una disminución sostenida en sus abundancias, mientras que la Garza blanca chica (*Egretta thula*) no presentó tendencias poblacionales claras ni significativas. Posterior a este periodo solo la Garza blanca grande presentó una disminución estadísticamente significativa en el tiempo.

• Los registros de abundancia espacial de cisnes obtenidos entre noviembre de 2015 y diciembre de 2024, correspondientes a 21 sectores del humedal del río Cruces (HRC), revelan una distribución heterogénea de esta especie dentro del sistema. Los sectores que concentraron las mayores abundancias de individuos durante todo el período de monitoreo fueron San Martín & Santa María, Santa Clara & Rialejo, Plaza de Armas y Cayumapu, lo que sugiere una mayor aptitud ecológica de estas áreas para la especie, posiblemente debido a una combinación favorable de factores como cobertura de macrófitas (particularmente Luchecillo), baja perturbación antrópica directa y disponibilidad trófica.

En contraste, se destaca la ausencia total de registros de cisnes en el sector río Cruces superior a lo largo de todo el periodo evaluado, lo que podría estar indicando condiciones ambientales desfavorables o estructurales en esa zona del humedal.

• Los datos correspondientes al período noviembre 2015 - diciembre 2024 indican que la distribución espacial de la Tagua común en el humedal del río Cruces presenta patrones definidos y consistentes en el tiempo. Las mayores abundancias de esta especie se han concentrado en los sectores de Santa Clara & Rialejo, Plaza de Armas, Punucapa y La Dehesa & La Culebra, sectores que coinciden con áreas de mayor

cobertura de vegetación acuática, baja energía hidráulica y disponibilidad de hábitats favorables para la alimentación, refugio y nidificación. En contraste, a la fecha de este informe, no se han registrado individuos de esta especie en los sectores del río Cruces superior, ríos Cudico y Nanihue, ni en el canal mareal Cau Cau.

• Durante el período comprendido entre noviembre de 2015 y diciembre de 2024, los registros de abundancia espacial muestran patrones diferenciados para las principales especies de garzas presentes en el humedal del río Cruces, asociados tanto a la disponibilidad de hábitat como a los requerimientos ecológicos específicos de cada especie. En particular, la Garza cuca presentó sus mayores abundancias en el sector San Martín & Santa María, área que además constituye su principal sitio de reproducción dentro del humedal. Le siguieron en importancia los sectores del río Santa María, Plaza de Armas, Pichoy y Cayumapu. La Garza blanca grande mostró una distribución más restringida, con concentraciones máximas en San Martín & Santa María, así como en los ríos Pichoy y Cayumapu, zonas que posiblemente ofrecen condiciones tróficas favorables y una estructura de hábitat adecuada para sus hábitos de forrajeo solitario. Por su parte, la Garza blanca chica alcanzó sus mayores densidades en los sectores San Martín & Santa María y Cayumapu.

Estos patrones espaciales, repetitivos en el tiempo, reflejan la importancia de ciertos sectores del HRC como hábitats críticos para las poblaciones de garzas. Asimismo, evidencian que la conservación de estos sitios clave debe ser prioritaria, considerando su rol en la reproducción, alimentación y mantenimiento de las poblaciones locales de estas especies, muchas de las cuales son indicadores sensibles de la calidad ecológica de los humedales.

• Los resultados de análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre los sets de datos de la UACh y la CONAF, predicen la misma tendencia en la variabilidad de las abundancias de cisnes, taguas, garzas Cuca y Blanca chica. Sin embargo, el grado de certidumbre de las conclusiones que se derivan de esas tendencias es mayor para el Cisne (valores más altos de R^2), lo que puede estar relacionado a la mayor ocupación que muestra esta ave en el HRC. Esto último puede estar relacionado a la gran

movilidad del Cisne y a que los censos realizados por CONAF, incluyen para los cisnes un mayor número de sectores que para las otras aves y, por lo tanto, se parecen más a los muestreos que la UACh realiza en todas las riberas del humedal.

REFERENCIAS

Escaida, J., Jaramillo, E., Amtmann, C. & Lagos, N. 2014. Crisis Socioambiental: El Humedal del Río Cruces y el Cisne de Cuello Negro. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. ISBN 978-956-9412-14-1, 260 pp.

Jaramillo, E., Duarte, C., Labra, F.A., Lagos, N.A., Peruzzo, B., Silva, R., Velásquez, C., Manzano, M. & Melnick, D. 2018. Resilience of an aquatic macrophyte to an anthropogenically induced environmental stressor in a Ramsar wetland of southern Chile. Ambio https://doi.org/10.1007/s13280-018-1071-6.

Jaramillo, E., Lagos, N., Labra, F., Paredes, E., Acuña, E., Melnick, D., Manzano, M., Velásquez, C. & Duarte, C. 2018. Recovery of black-necked swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. Science of the Total Environment 628-629: 291-301.

Lagos, N., Paolini, P., Jaramillo, E., Lovengreen, CH., Duarte, C. & Contreras, H. 2008. Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the río cruces wetland, Chile. Wetlands 28:938-950.

4.6.3. ANALISIS HISTOPATOLOGICOS Y CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN HIGADOS, RIÑONES Y ENCÉFALOS DE CISNES DE CUELLO NEGRO

Los resultados del estudio que a continuación se presentan, corresponden a objetivos presentados en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de “PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO”. Debido a las implicancias de estudios anteriores (UACh 2004, 2005, 2008), en cuanto a concentraciones de metales pesados

(primariamente Hierro) medidas en hígados y riñones de cisnes de cuello negro, encontrados muertos en el HRC, se consideró evaluar las concentraciones de Hierro y Aluminio, en hígados y riñones (además de encéfalos), en cisnes encontrados muertos (debido a ataques de lobos marinos) dentro del humedal durante el año 2023. Esto ha permitido contar con una línea base de tales concentraciones y eventuales alteraciones histopatológicas en cisnes encontrados muertos, 20 años después de ocurridos los cambios ambientales del año 2004 (ver ANTECEDENTES).

ANTECEDENTES

Durante el año 2004 & 2005, ocurrieron cambios ambientales significativos en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, incluyendo emigración masiva y mortandad por causas desconocidas del Cisne de cuello negro, desaparición de la macrófita acuática *Egeria densa* (Luchecillo) de gran parte del humedal y cambios en calidad de agua que habrían afectado la cobertura de esta planta lo que consecuentemente habría afectado a los cisnes, consumidores primarios de la misma.

Durante las necropsias realizadas a cisnes muertos durante el año 2004 - 2005 en el Instituto de Patología Animal de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UACh, se observó que algunos hígados de estos tenían un color cobrizo, lo que es habitual en hígados de aves con la enfermedad de almacenamiento de Hierro (Mete *et al.,* 2003). Estudios posteriores demostraron diferentes tipos de alteraciones histopatológicas, como, por ejemplo, ocurrencia generalizada y en abundancia de un pigmento marrón en los hepatocitos (Fig. 4.6.25). Más tarde y por medio del uso de la tinción Azul de Prusia, se demostraría que la ocurrencia de ese pigmento se debía a acumulación de Hierro en los hígados analizados (Fig. 4.6.25) (UACh 2004, 2005). Consecuentemente, se realizaron evaluaciones más detalladas de las concentraciones de Hierro en los hígados de los cisnes evaluados, lo que indicó altas concentraciones de este elemento y diferentes alteraciones histopatológicas, lo que llevó a concluir que las aves examinadas estaban afectadas por la enfermedad de acumulación de Hierro en el hígado (UACh 2004, 2005). Tal cuadro clínico había sido descrito para otras

aves, primariamente aquellas mantenidas en cautiverio (*e.g.,* Cork, 2000; Mete *et al.,* 2001). Coincidentemente a los hallazgos de altos contenidos de Hierro en los hígados - también en riñones - se detectaron altos contenidos de Hierro en restos de plantas de Luchecillo, el alimento primario de los cisnes (UACh 2005). Lo anterior llevó a hipotetizar que los altos contenidos de Hierro en esas plantas, podían explicar las altas concentraciones de este elemento en los órganos de los cisnes estudiados (UACh 2005).

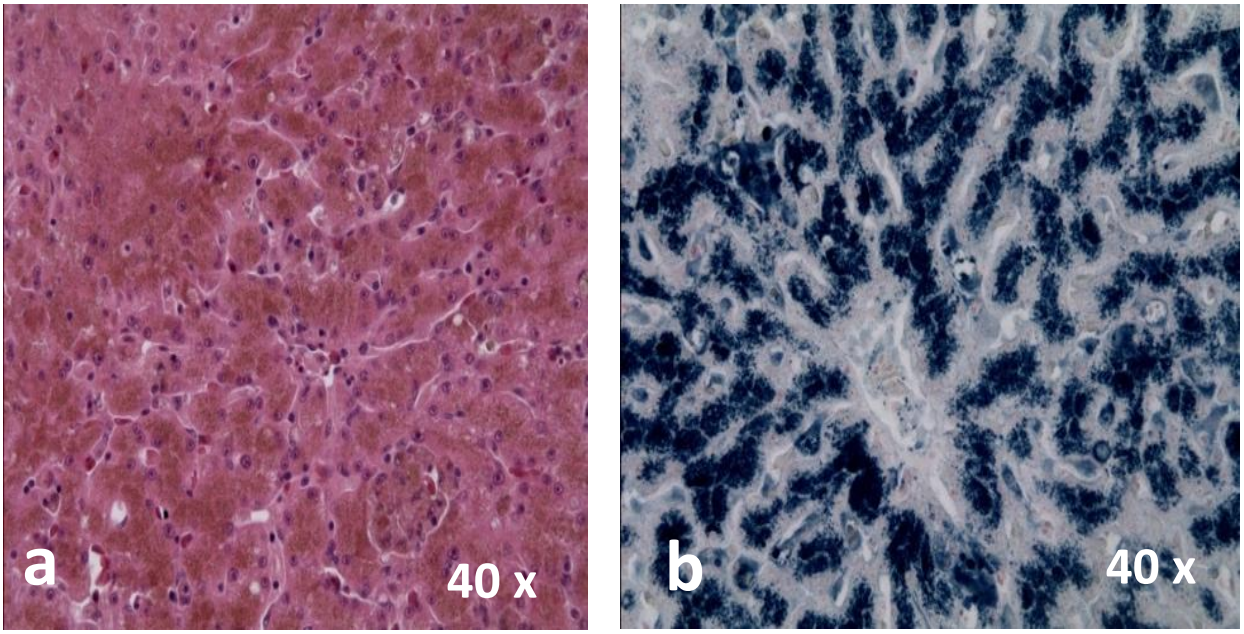


Figura 4.6.25. a) Fotografía de corte histológico de tejido hepático de cisne encontrado muerto en el humedal durante el año 2004; nótese la presencia de grumos con pigmentos marrones en los hepatocitos (tinción hematoxilina & eosina), b) fotografía de corte histológico de tejido hepático sometido a la tinción Azul de Prusia, específica para la detección de Hierro en los tejidos.

Durante el año 2012, se realizó un nuevo estudio sobre las condiciones histológicas y de contenidos de Hierro, en 15 cisnes encontrados muertos en el humedal. Los resultados de necropsias, mostraron que la causa principal de muerte de esas aves, fueron colisiones de las mismas con cables del tendido eléctrico aledaño al humedal (UACh, 2014). Básicamente y en general, los resultados mostraron hígados sin alteraciones

histopatológicas y ausencia de grumos (atribuibles a concentraciones de Hierro en los estudios del 2004 y 2005) (Fig. 4.6.25).

En base a lo anterior, en este estudio se realizan análisis histopatológicos de órganos internos de cisnes de cuello negro encontrados muertos en el HRC y se evalúan los contenidos de metales pesados específicos en tejidos de esos órganos. Esto, con el objetivo general de crear una línea de base actualizada - en cuanto a los aspectos anteriormente señalados - veinte años después, de los cambios ambientales del año 2004.

OBJETIVOS

- Analizar - durante el año 2024 - la ocurrencia de eventuales alteraciones histopatológicas en tejidos de hígado, riñón y encéfalo de cisnes de cuello negro, recolectados en el área del HRC.
- Conocer las concentraciones de Hierro y Aluminio en los órganos arriba mencionados.
- Realizar comparaciones inter anuales de las concentraciones de Hierro en cisnes de cuello negro del HRC.

METODOLOGIAS

Recolección de cisnes

Durante el año 2024, se recolectaron 15 carcasas de cisnes en el área del HRC y canal mareal Cau Cau (Fig. 4.6.26). Se aprovechó la oportunidad de la ocurrencia de ataques de lobos a cisnes dentro del HRC, para examinar esas carcasas y obtener tejidos de hígado, riñón y encéfalo, para la realización de los análisis que se mencionan en los objetivos. En otras palabras, no se realizaron actividades de captura o caza de cisnes para la realización de tales análisis. Luego de recolectadas, las carcasas se trasladaron al Instituto de Patología Animal de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UACh, para realización de necropsias y

recolección de tejidos específicos para análisis histopatológicos y evaluación de concentraciones de Hierro y Aluminio en hígados, riñones y encéfalos.

Necropsias

Los exámenes *post mortem* de las carcasas recolectadas, se realizaron en la Sala de Necropsia del Laboratorio de Anatomía Patológica Veterinaria, perteneciente al Instituto de Patología Animal de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UACh. Durante las necropsias, se obtuvieron muestras de hígado, riñón y encéfalo, las que se mantuvieron en envases con formalina 10% como preservante, para su posterior procesamiento. Se obtuvieron también, muestras de esos órganos para ser congeladas a - 20°C, para su posterior procesamiento y evaluación de contenidos de Hierro y Aluminio. Con posterioridad a las necropsias, las carcasas y los restos de los órganos se retiraron e incineraron, siguiendo los protocolos de la Unidad de Gestión Ambiental de la UACh.

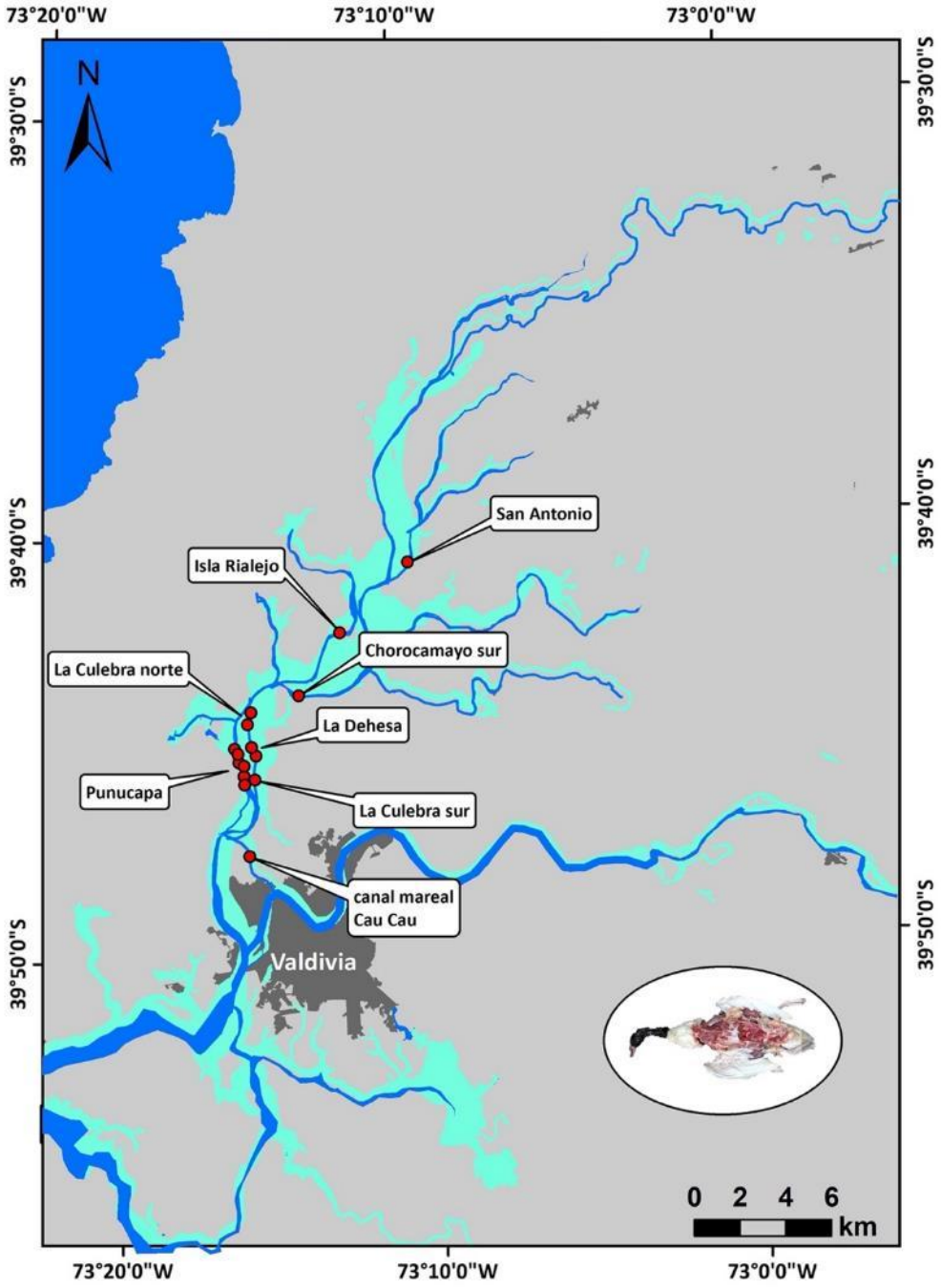


Figura 4.6.26. Localización de los puntos desde los cuales se recolectaron durante el año 2024, quince carcasas de cisnes de cuello negro dentro del HRC y en el canal mareal Cau Cau.

Análisis histopatológicos

Después de un periodo de fijación de 48 horas en formalina al 10 %, se seleccionaron muestras para ser laminadas en trozos más pequeños, los que entraron a un procesamiento de deshidratación e impregnación en parafina sólida. Posteriormente, se obtuvieron cortes de aproximadamente 4 micrones de grosor con micrótomo (instrumento para cortar en láminas muy finas los tejidos que se desean observar con microscopio óptico). Esos cortes o láminas, se montaron en portaobjetos, se tiñeron con hematoxilina y eosina (tinciones destinadas a visualizar de modo apropiado los componentes celulares) y se cubrieron con cubreobjetos, quedando listas para su examen vía microscopía óptica. En aquellos casos en que se observaron células con pigmentos de coloración parduzca fuerte, se utilizó tinción de Azul de Prusia (coloración específica para evidenciar la presencia de Hierro en tejidos).

La pigmentación de los tejidos y alteraciones histopatológicas de los órganos observados, se graduaron cualitativamente en una escala de cero (ausencia de pigmentos o alteraciones) a 3, donde 1, 2 y 3 corresponden a presencia de pigmentación o expresión leve, mediana y severa (*cf.* Farina *et al.*, 2005). Los datos así ordenados se compararon con resultados de estudios similares realizados durante los años 2004 (diciembre) - 2005 (enero) (UACh 2004, 2005) y 2012 (UACh 2014). Debido a la presencia de ceros (ausencia) y bajas frecuencias, los grados de alteraciones patológicas (valores de conteos), se compararon estadísticamente mediante el uso del test exacto de Fisher de dos colas en tablas de contingencia de 2 x 4 (dos fechas en comparación y cuatro gradaciones). De este modo, se compararon set de datos correspondientes a los años 2024, 2012 y 2004 & 2005.

Análisis de concentraciones de Hierro y Aluminio

Las muestras de hígado, riñón y encéfalo, destinadas a evaluar concentraciones de Hierro y Aluminio y que se habían conservado congeladas, se sometieron a liofilización (proceso en el que muestras congeladas se colocan al vacío para eliminar el agua, permitiendo así, que el hielo cambie directamente de sólido a vapor sin pasar por una fase

líquida) y pulverización. Las muestras así preparadas, se atacaron mediante digestión ácida en microondas para posteriormente ser analizadas por Espectroscopia de Absorción Atómica de Llama. Todos estos análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Oceanografía Química, de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.

Las concentraciones de Hierro en tejidos hepáticos y renales de cisnes de cuello negro analizados durante el año 2024, se compararon con datos obtenidos durante los años 2014 (UACh 2015), 2012 (UACh 2014) y 2004 (diciembre) - 2005 (enero) (UACh 2004, 2005). Para ello se usó análisis de varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey.

RESULTADOS

Causas de muerte de los cisnes estudiados año 2024

Después del análisis microscópico de las muestras de tejidos y con los hallazgos de las necropsias, se estableció el diagnóstico de las causas de muerte. La depredación por lobos marinos fue la causa principal de la muerte de los cisnes recolectados (carcasas) durante el año 2024. Once de quince cisnes murieron por los ataques de los lobos (Tabla 4.6.3 y ANEXO 1: NECROPSIAS CISNES 2024), lo que corresponde a un 73,3 % de las aves examinadas.

Como segunda causa de muerte, están las colisiones de cisnes (tres ejemplares o 20 % de las aves examinadas) con cables del tendido eléctrico (Tabla 4.6.3 y ANEXO NECROPSIAS CISNES 2024), el cual está ubicado dentro del humedal o inmediatamente aledaño a este. Finalmente, la causa de muerte de un cisne (6,7 % de las aves examinadas), estuvo primariamente relacionada a una severa enteritis parasitaria (Tabla 4.6.3 y ANEXO NECROPSIAS CISNES 2024).

Tabla 4.6.3. Identificadores y fechas de necropsias, lugar de recolección de carcasas, sexo y peso de las mismas, hallazgos de necropsia y diagnósticos de causa de muerte de 15 cisnes analizados durante el año 2024. *: Pérdida de diferentes tejidos, por lo que el peso corresponde al peso relativo de la carcasa recibida, no pudiendo establecerse el peso real de cada ave.

N°	identificación Instituto Patología Animal UACh	fecha necropsia	lugar de recolección	sexo y peso	hallazgos	diagnóstico final
1	225-24-N	11-06-2024	Punucapa	Macho; 5,7 Kg*	Pérdida traumática difusa de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica, junto con corazón y parte de esófago	Ataque por lobo marino
2	226-24-N	11-06-2024	Punucapa	Hembra; 5,0 Kg*	Pérdida traumática parcial de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica	Ataque por lobo marino
3	227-24-N	11-06-2024	Isla Rialejo	Macho juvenil; 6,25 Kg*	Pérdida traumática parcial de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica	Ataque por lobo marino
4	229-24-N	12-06-2024	Punucapa	Macho; 3,10 Kg	Diarrea con severa presencia de parásitos en intestino delgado y grueso	Enteritis parasitaria
5	237-24-N	25-06-2024	La Culebra Sur	Macho; 5,05 Kg*	Pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica, junto con corazón	Ataque por lobo marino
6	238-24-N	25-06-2024	La Dehesa, Muelle	Macho; 5,50 Kg*	Pérdida traumática de piel, parte de musculatura pectoral y parte de pared celómica	Ataque por lobo marino
7	242-24-N	25-06-2024	La Dehesa, Muelle	Hembra; 3,25 Kg	Perforación cardíaca traumática con hemorragia celómica	Colisión
8	246-24-N	28-06-2024	San Antonio	Hembra; 2,75 Kg	Perforación pericárdica traumática con hemorragia celómica	Colisión
9	249-24-N	04-07-2024	La Culebra Norte	Macho juvenil; 4,3 Kg*	Pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y pared celómica, junto con corazón e intestinos	Ataque por lobo marino
10	250-24-N	04-07-2024	Chorocamayo Sur	Macho adulto; 6,30 Kg*	Pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y pared celómica, junto con corazón e intestinos	Ataque por lobo marino
11	289-24-N	11-10-2024	Punucapa Muelle	Macho adulto; 6,25 Kg*	Pérdida traumática de piel y parte de musculatura pectoral izquierda	Ataque por lobo marino
12	290-24-N	11-10-2024	La Culebra Norte	Hembra; 4,75 Kg*	Pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y paredes de cavidad celómica, con pérdida de aparato digestivo	Ataque por lobo marino
13	329-24-N	14-11-2024	Punucapa	Macho; 5,40 Kg	Ruptura hepática traumática con hemorragias en cavidad celómica	Colisión
14	330-24-N	14-11-2024	Punucapa	Hembra adulta; 4,75 Kg*	Pérdida traumática difusa de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica, junto con estómago e intestinos	Ataque por lobo marino
15	376-24-N	18-12-2024	Canal mareal Cau Cau	Macho; 4,8 Kg*	Pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y paredes de cavidad celómica, con pérdida de aparato digestivo	Ataque por lobo marino

Alteraciones histopatológicas en hígados

La Tabla 4.6.4 y Figura 4.6.27, revelan notorias diferencias en la distribución de las conteos o frecuencias de alteraciones histopatológicas hepáticas, entre los tres períodos de estudio.

Las alteraciones con los conteos más altos de grados moderados y severos en los cisnes analizados durante el período 2004 - 2005 (hepatocitos + al Azul de Prusia, núcleos de hepatocitos con tamaños aumentados, depósitos de hemosiderina en células de Kupfer (macrófagos del hígado especializados en fagocitar bacterias y desechos celulares), proliferación de conductos biliares y fibrosis perivascular, presentaron en 2012 y 2024, una mayor proporción de casos clasificados como ausentes o leves (*cf.* Tabla 4.6.4 y Fig. 4.6.27).

A diferencia de lo observado durante el período 2004 - 2005, durante el año 2024 no se encontró ningún cisne con Enfermedad de almacenamiento de Hierro, a pesar de que hubo dos aves con una severa presencia de Hierro en hepatocitos (Tabla 4.6.4). Sin embargo, esos cisnes no evidenciaron las características microscópicas propias de la enfermedad en el hígado (necrosis de hepatocitos, proliferación de conductos biliares y fibrosis perivascular) (Tabla 4.6.4).

Tabla 4.6.4. Número de cisnes en los cuales estuvieron ausentes (valor cero) o se detectaron las ocho alteraciones histopatológicas. La expresión de estas alteraciones se categorizó en 1 o leve, 2 o moderada y 3 o severa (*cf.* Fig. 4.6.27).

	2024 (n = 15)					**2012 (n = 15)**					**2004 - 2005 (n = 40)**				
	gradaciones					**gradaciones**					**gradaciones**				
Alteraciones histopatológicas	**0**	**1**	**2**	**3**	**total**	**0**	**1**	**2**	**3**	**total**	**0**	**1**	**2**	**3**	**total**
Hepatocitos + a Azul de Prusia	9	0	4	2	**15**	2	8	2	1	**13**	0	2	14	24	40
Tamaños aumentados en núcleos de hepatocitos	9	6	0	0	**15**	7	4	2	0	**13**	6	17	16	1	40
Núcleos dobles en hepatocitos	11	4	0	0	**15**	9	4	0	0	**13**	8	23	9	0	40
Necrósis de hepatocitos	14	1	0	0	**15**	12	1	0	0	**13**	19	17	4	0	40
Depósitos de hemosiderina en células de Kupfer	10	3	2	0	**15**	3	10	0	0	**13**	2	17	18	3	40
Proliferación de conductos biliares	11	3	1	0	**15**	7	5	1	0	**13**	9	13	17	1	40
Inflamación periportal	0	8	7	0	**15**	1	9	3	0	**13**	0	10	26	4	40
Fibrosis perivascular	15	0	0	0	**15**	13	0	0	0	**13**	8	15	14	3	40

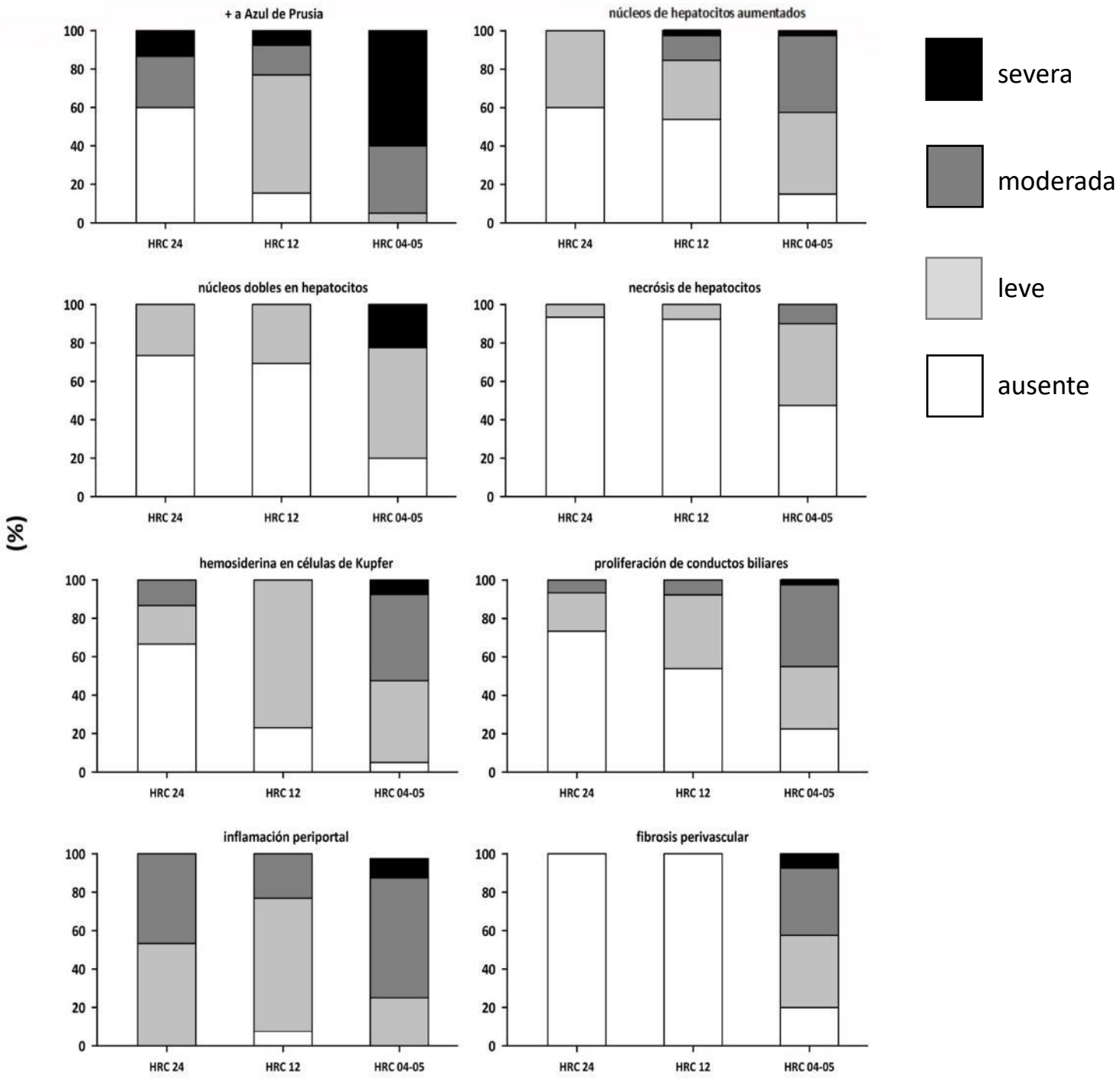


Figura 4.6.27. Distribución proporcional de las alteraciones histopatológicas, en hígados de cisnes recolectados en el humedal (HRC) durante los períodos 2024 (n = 15), 2012 (n = 15) y 2004 - 2005 (n = 40). Las coloraciones incluidas en cada columna (períodos de estudio), representan las proporciones relativas de ausencia y grados de expresión de alteraciones histopatológicas: blanco: ausencia, gris claro = expresión leve, gris oscuro = expresión moderada y negro = expresión severa.

Los resultados de las pruebas exactas de Fisher y los contrastes pareados mediante pruebas de χ^2, confirman que las proporciones relativas de severidad, variaron según la alteración histopatológica y años, con diferencias inter anuales significativas ($p<0,05$) entre los períodos 2024 *vs.* 2004 - 2005, para las expresiones de todas las alteraciones histopatológicas, con excepción de la alteración inflamación periportal (Tabla 4.6.5). Similar a lo anterior, se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) al comparar los resultados de los años 2012 *vs*. 2004 - 2005 (Tabla 4.6.5).

Por el contrario, las comparaciones 2024 *vs.* 2012 no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$) al comparar las expresiones de la mayoría de las alteraciones histopatológicas, con excepción de las alteraciones hepatocitos + al Azul de Prusia y depósitos de hemosiderina en células de Kupfer (Tabla 4.6.5).

Tabla 4.6.5. Resultados de la Prueba pareada de χ^2 de Fisher realizada para comparar entre períodos de estudio, las gradaciones de cada una de las alteraciones histopatológicas en hígados de cisnes de cuello negro. * = no se realizaron comparaciones porque durante el año 2024, no se detectó fibrosis perivascular en ninguno de los cisnes estudiados.

	2024 *vs.* 2004 - 2005	**2024 *vs.* 2012**	**2012 *vs.* 2004 - 2005**
Alteraciones histo patológicas			
Hepatocitos + al Azul de Prusia	0,0001	0,0014	0,0001
Tamaños aumentados en núcleos de hepatocitos	0,0010	0,4484	0,0371
Núcleos dobles en hepatocitos	0,0010	1,0000	0,0041
Necrósis de hepatocitos	0,0104	1,0000	0,0164
Depósitos de hemosiderina en células de Kupfer	0,0002	0,0106	0,0020
Proliferación de conductos biliares	0,0034	0,6862	0,0483
Inflamación periportal	0,1196	0,3231	0,0054
Fibrosis perivascular	0,0001	*	0,0001

Alteraciones histopatológicas en riñones y encéfalos de cisnes 2024

Solo en dos de los quince cisnes estudiados se encontró reacción positiva al Azul de Prusia: uno de los mismos, mostró reacción moderada o grado 2 y otro reacción leve o grado 1 (*cf.* Escala de gradaciones de alteraciones histopatológicas dadas para el hígado en Tabla 4.6.4). No se encontró ninguna alteración histopatológica, en los encéfalos de cisnes examinados durante el año 2024.

Concentraciones de Hierro y Aluminio en órganos de cisnes

Las concentraciones de Hierro y Aluminio en los tejidos hepáticos, renales y encefálicos, de los cisnes de cuello negro estudiados durante el año 2024, se muestran en el ANEXO 2: CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN HIGADOS, RIÑONES Y ENCEFALOS CISNES 2014 (Informe Resultados LOQ, UdeC). La base de datos incluída en ese anexo, constituye una línea de base única de apoyo para estudios de forénsica, ante eventuales muertes en el HRC de cisnes de cuello negro cuyas causas, no sean atribuíbles a la depredación por lobos marinos.

Las concentraciones más altas de Hierro, ocurrieron en los tejidos hepáticos, seguidos de los renales y encefálicos. El Aluminio solo se detectó en tejidos hepáticos, pero solo en tres cisnes y en concentraciones cercanas al límite de detección de la metodología utilizada (60 μg por g de peso seco de órgano). No se registró Aluminio en ninguno de los tejidos renales y encefálicos analizados (Tabla 4.6.6).

Tabla 4.6.6. Concentraciones de Hierro y Aluminio en hígados, riñones y encéfalos de los cisnes estudiados durante el año 2024 (n = 15). Los valores se expresan en μg de Fe o Al por g de peso seco de órgano. SD = sin datos, debido a que no hubo suficiente volumen de encéfalo para analizar.

		Fe			Al		
N°	**N° anatomía Patológica UACh**	**hígado**	**riñón**	**encéfalo**	**hígado**	**riñón**	**encéfalo**
1	225-24-N	24385,3	1167,5	91,8	<60,0	<60,0	<60,0
2	226-24-N	1238,0	655,8	95,2	68,3	<60,0	<60,0
3	227-24-N	1722,9	496,3	89,0	<60,0	<60,0	<60,0
4	229-24-N	5307,9	844,6	109,6	<60,0	<60,0	<60,0
5	237-24-N	2768,1	582,7	75,8	<60,0	<60,0	<60,0
6	238-24-N	1562,9	597,4	122,8	<60,0	<60,0	<60,0
7	242-24-N	1560,5	597,9	SD	<60,0	<60,0	<60,0
8	246-24-N	7124,9	1517,4	96,2	67,6	<60,0	<60,0
9	249-24-N	1056,8	574,2	86,0	<60,0	<60,0	<60,0
10	250-24-N	2652,9	1202,1	107,8	<60,0	<60,0	<60,0
11	289-24-N	6642,6	1068,9	86,6	<60,0	<60,0	<60,0
12	290-24-N	11186,4	709,4	135,4	<60,0	<60,0	<60,0
13	329-24-N	2094,4	641,4	114,6	<60,0	<60,0	<60,0
14	330-24-N	18729,4	673,1	139,4	60,5	<60,0	<60,0
15	376-24-N	3323,7	618,5	78,4	<60,0	<60,0	<60,0
	Promedio	**6090,4**	**796,5**	**102,0**	**65,5**	**<60,0**	**<60,0**

Variabilidad inter anual de Hierro en hígados y riñones

Se comparan aquí concentraciones de Hierro en hígados y riñones de cisnes de cuello negro estudiados durante los años 2024 (este estudio), 2014 (UACh 2015), 2012 (UACh 2014) y 2004 - 2005 (enero) (UACh 2004, 2005). Durante el año 2024, las concentraciones promedio de ambos elementos, fueron aproximadamente 2,5 y 1,5 veces más bajas (en hígados y riñones, respectivamente), que durante el período 2004 - 2005, que fue cuando se midieron las concentraciones más altas de Fe y Al en tejidos hepáticos y renales (Tabla 4.6.7).

Tabla 4.6.7. Concentraciones promedio de Hierro y Aluminio (expresadas en μg de Fe o Al por g de peso seco de órgano), en hígados y cisnes de cuello negro estudiados durante cuatro períodos de estudio, en el HRC.

	2024	**2014**	**2012**	**2004 - 2005**
Hierro en hígado	6.090 (6.958)	3.280 (2.304)	1.519 (2.407)	15.429 (8.335)
Hierro en riñón	797 (300)	sin datos	210 (106)	1.240 (511)

Los gráficos de la Figura 4.6.28, muestran la alta variabilidad de las concentraciones de Hierro, en los tejidos hepáticos analizados durante el año 2024. En otras palabras, los datos de ese año, tienen valores promedio más altos que los de la mediana. Por el contrario, el resto de los datos tienen promedios y medianas muy similares. Es interesante señalar, además, que la base de datos del año 2004 - 2005, tiene más "outliers" (valores anómalos o marginales) que las de los otros años.

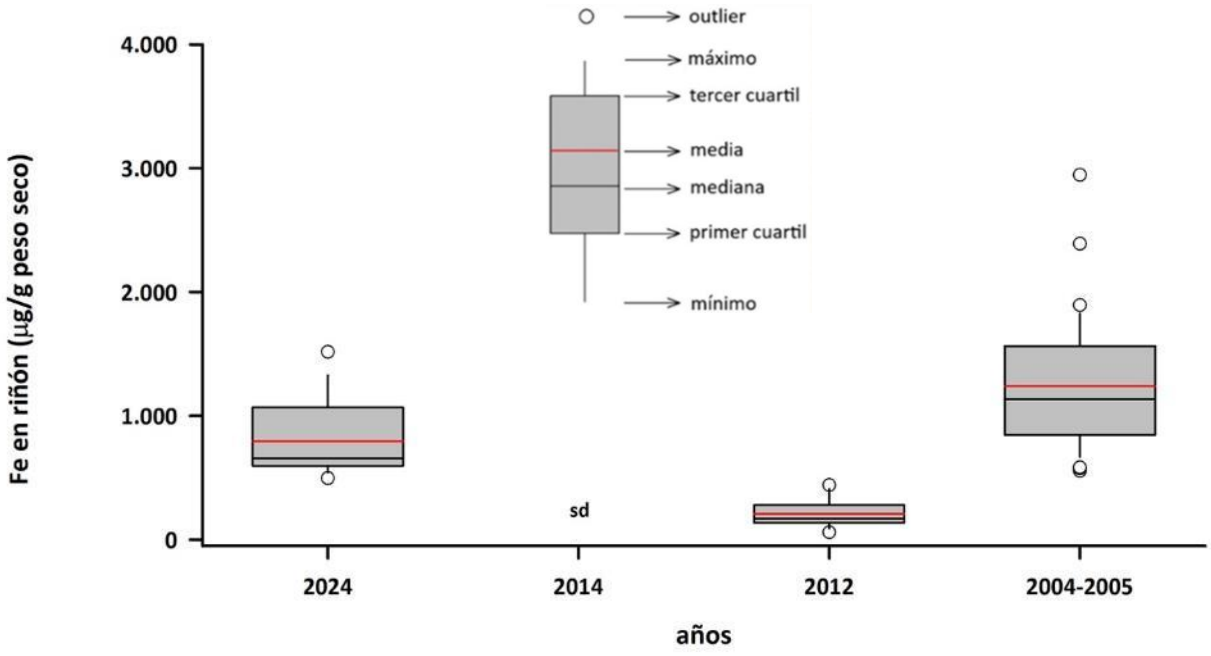


Figura 4.6.28. Variabilidad inter anual en las concentraciones de Hierro en hígados y riñones de cisnes. Se presenta tal variabilidad vía análisis de "box - plots". Nótese la diferencia en escalas ejes Y. sd = sin datos.

La Tabla 4.6.8 muestra los resultados de los análisis de varianza y Test *a posteriori* de Tukey, destinados a evaluar eventuales diferencias significativas inter anuales en los contenidos de Hierro de los hígados y riñones de cisnes.

Las concentraciones de Hierro en los hígados analizados durante el período 2004 - 2005, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las analizadas durante los otros tres períodos. A su vez, las concentraciones de este elemento en los hígados analizados durante los años 2024 y 2014, no difirieron significativamente entre sí ($p>0,05$), pero fueron significativamente más altas $p<0,05$ que las observadas durante el año 2012 (Tabla 4.6.8). Similar a lo observado para el hígado, las concentraciones de Hierro detectadas en los riñones de los cisnes examinados durante el período 2004 - 2005, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las medidas durante los años 2024 y 2012 (Tabla 4.6.8). A su vez, las concentraciones medidas durante el año 2024 fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las del año 2012 (Tabla 4.6.8).

Tabla 4.6.8. Resultados de los análisis de varianza y Test *a posteriori* de Tukey, destinados a evaluar eventuales diferencias significativas inter anuales en los contenidos de Hierro de los hígados y riñones de cisnes. Los valores de p en negrilla son significativos ($p<0,05$) para cada prueba.

órgano	fuente	GL	SC	CM	F	p	Prueba de Tukey
Hígado (*)	Año	3	17,926	5,975	46,142	**<0,001**	2004 - 2005 > 2024 = 2014 > 2012
	Error	68	8,806	0,130			
	Total	71	26,733				
Riñón (*)	Año	2	7,282	3,641	111,540	**<0,001**	2004 – 2005 > 2024 > 2012
	Error	65	2,122	0,033			
	total	67	9,404				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada.

CONCLUSIONES

• Los resultados de análisis histopatológicos, realizados durante el año 2024 en tejidos hepáticos de cisnes encontrados muertos por ataques de lobos marinos dentro del HRC, no muestran alteraciones como las observadas en hígados de cisnes, estudiados durante la primavera del año 2004 y el verano del año 2005.

• La comparación de las concentraciones de Hierro en hígados y riñones de cisnes estudiados durante el año 2024, fueron significativamente más bajas que las medidas en los mismos tipos de tejidos, analizados durante el período 2004 - 2005.

• El Aluminio sólo se detectó en tejidos hepáticos, pero solo en tres cisnes y en concentraciones cercanas al límite de detección de la metodología utilizada. No se registró Aluminio en los tejidos renales y encefálicos analizados durante el año 2024.

• Lo anterior permite concluir que el estado de salud de los cisnes a diciembre 2024 y en relación a histopatología y concentraciones de Hierro en tejidos hepáticos y renales - es significativamente diferente, a lo observado durante los cambios ambientales del año 2004.

REFERENCIAS

Cork, S.C. (2000). Iron storage diseases in birds. Avian Pathology 29: 7-12.

Farina, L.L., Heard, D.J., LeBlanc, D.M., Hall, J.O., Stevens, G., Wellehan, J.F.X., Detrisac, C.J., (2005). Iron storage disease in captive Egyptian fruit bats (*Rousettus aegyptiacus*): relationship of blood iron parameters to hepatic iron concentrations and hepatic histopathology. Journal of Zoo and Wildlife 36: 212 – 221.

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.

Jaramillo, E., Lagos, N., Labra, F., Paredes, E., Acuña, E., Melnick, D., Manzano, M., Velasquez, C., Duarte, C. (2018). Recovery of black-necked swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. Science of the Total Environment 628-629: 291-301.

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.

Mete, A., Hendriks, H., Klaren, P., Dorrestein, G., van Dijk, J., Marx, J. (2003). Iron metabolism in mynah birds (Gracula religiosa) resembles human hereditary haemochromatosis. Avian Pathology 32: 625-632.

UACh. (2004). 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 (Chile). Primer Informe de Avance. 56 pp.

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. Estudio UACh - CONAMA X Región (Chile). Segundo Informe de Avance. 141 pp.

UACh. (2008). Informe "Estudio Variabilidad de factores ambientales en el humedal del río Cruces y tolerancia del Luchecillo (*Egeria densa*) a temperaturas extremas": 98 pp.

UACh. (2014). Diagnóstico ambiental del humedal del rio Cruces basado en la comparacion de condiciones ambientales actuales e históricas: bases para su monitoreo y sustentabilidad. Estudio UACh - Ministerio del Medio Ambiente (Chile). 371 pp.

ANEXO 1: NECROPSIAS CISNES 2024

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 1	**CASO Nº:**	**225-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**11 de junio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**5,7 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Punucapa.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática difusa de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica, junto con corazón y parte de esófago.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Leve coloración café del parénquima.

Estómago glandular y parte de esófago: Presencia de luchecillo fresco en esófago y estómago.

Estómago muscular (Molleja): Contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: **Ataque por lobo marino**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de luchecillo fresco en esófago, indica que el ave se estaba alimentando cuando fue atacada. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 2	**CASO Nº:**	**226-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**11 de junio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**5,0 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Hembra**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Punucapa.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática parcial de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica del lado derecho.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones.

Estómago muscular (Molleja): Restos de contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: Ataque por lobo marino
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 3	**CASO N°:**	**227-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**11 de junio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**6,25 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho juvenil**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector isla Realejo.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática parcial de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica principalmente del lado derecho.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones.

Estómago muscular (Molleja): Restos de contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: **Ataque por lobo marino**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 4	**CASO Nº:**	**229-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:
DIRECCIÓN:
SOLICITADO POR: **CEREFAS**
FECHA DE EXAMEN: **12 de junio de 2024**
FECHA Y HORA DE MUERTE: **Sin información**

ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**3,10 kg**
SEXO:	**Macho juvenil**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado débil en el Humedal del Río Cruces, sector Punucapa. Es internado en el Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre de la UACh en donde posteriormente muere.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Examen externo: Signos externos de diarrea. En cara solear de ambas patas se aprecian erosiones circulares de aprox. 4 mm de diámetro. Erosiones en ambas articulaciones de radio-cúbito con carpos.

Estado nutricional: Malo.

Hígado: Sin alteraciones.

Estómago muscular (Molleja): Arena y presencia de extensas lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

***DESCRIPCIÓN HISTOPATOLÓGICA*:**
Duodeno y yeyuno: Severa presencia de parásitos en lumen y mucosa, acompañada de infiltrado inflamatorio.
Ciego: Presencia de parásitos e infiltrado inflamatorio.

DIAGNÓSTICOS: **Enteritis parasitaria**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Los parásitos encontrados en intestino delgado no son posibles de identificar.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 5	**CASO Nº:**	**237-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**25 de junio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**5,05 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho juvenil**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector La Dehesa sur.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y parte de pared celómica, además falta el corazón.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones. Autólisis.

Estómago muscular (Molleja): Restos de contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: **Ataque por lobo marino**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 6	**CASO N°:**	**238-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**25 de junio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**5,50 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho juvenil**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector La Dehesa.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de piel, parte de musculatura pectoral y parte de pared celómica.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones. Autólisis.

Estómago muscular (Molleja): Restos de contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: **Ataque por lobo marino**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-2221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 7	**CASO Nº:**	**242-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:
DIRECCIÓN:
SOLICITADO POR: **Dr. Eduardo Jaramillo L. – Universidad Austral de Chile**
FECHA DE EXAMEN: **25 de junio de 2024**
FECHA Y HORA DE MUERTE: **Encontrado muerto el 25 de junio de 2024**

ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**3,25 kg**
SEXO:	**Hembra**	**COLOR:**	**Blanco con cuello de color negro**
EDAD:		**MARCAS:**	

ANAMNESIS: **El cisne fue encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces. Sector La Dehesa muelle.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*: Pérdida de la cabeza y piel del cuello por predación *post mortem*.**
TEJIDO SUBCUTÁNEO: Focos de hemorragia con coágulos de sangre en zona pectoral y a la entrada de la cavidad celómica (inicio de cuello).

Huesos y musculatura: Amplia hemorragia en ambos músculos pectorales, con mayor compromiso del izquierdo y fracturas de las primeras costillas del mismo lado.

CAVIDAD CELÓMICA: Grandes coágulos de sangre en la entrada de la cavidad.
Corazón: Amplia hemorragia que incluye epicardio y cavidad pericárdica, con perforaciones traumáticas del miocardio.
Hígado: De forma, tamaño y color acorde para la especie.
Estómago muscular (Molleja): Contenido de arena y material vegetal. En la musculatura bajo la queratina se encuentran pequeñas cavidades de color café rojizo (diámetro aprox. 1 mm).

DIAGNÓSTICO: **Perforación cardíaca traumática con hemorragia celómica**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: El ave murió como consecuencia de una perforación cardíaca debida a fracturas costales de origen traumático con anemia aguda. Estas lesiones se corresponden con las encontradas en accidentes por colisión con estructuras rígidas, como por ejemplo cables de alta tensión.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-2221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 8	**CASO Nº:**	**246-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:
DIRECCIÓN:
SOLICITADO POR: **Dr. Eduardo Jaramillo L. – Universidad Austral de Chile**
FECHA DE EXAMEN: **28 de junio de 2024**

FECHA Y HORA DE MUERTE: **Encontrado agonizando el 28 de junio de 2024**

ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**2,75 kg**
SEXO:	**Hembra**	**COLOR:**	**Blanco con cuello de color negro**
EDAD:		**MARCAS:**	

ANAMNESIS: **El cisne fue encontrado agonizando en el Humedal del Río Cruces. Sector San Antonio y llevado al Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre de la UACh en donde muere.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**
TEJIDO SUBCUTÁNEO: Áreas de hemorragia con coágulos de sangre en zona pectoral (lado izquierdo) y pierna izquierda.
Musculatura: Amplia hemorragia en músculo pectoral izquierdo y musculatura de miembro posterior izquierdo.
Huesos pectorales: Múltiples fracturas con amplias hemorragias.

CAVIDAD CELÓMICA: Grandes coágulos de sangre en la entrada de la cavidad.

Corazón: Hemorragias que incluye epicardio y cavidad pericárdica.
Hígado: De forma, tamaño y color acorde para la especie.
Estómago muscular (Molleja): Contenido de arena y material vegetal. En la musculatura bajo la queratina se encuentran pequeñas cavidades de color café rojizo (diámetro aprox. 1 mm).

DIAGNÓSTICO: **Perforación pericárdica traumática con hemorragia celómica**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: El ave murió como consecuencia de una perforación pericárdica debida a fracturas de huesos pectorales de origen traumático con anemia aguda. Estas lesiones se corresponden con las encontradas en accidentes por colisión con estructuras rígidas, como por ejemplo cables de alta tensión.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 9	**CASO Nº:**	**249-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**04 de julio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**4,30 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho juvenil**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector La Culebra norte.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de piel, totalidad de musculatura pectoral y de pared celómica, además, pérdida de corazón y parte de intestinos.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones. Autólisis.

Estómago muscular (Molleja): Restos de contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: Ataque por lobo marino
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 10	**CASO N°:**	**250-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**04 de julio de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**6,30 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho adulto**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Chorocamayo sur.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de parte de piel, totalidad de musculatura pectoral y de pared celómica, además, pérdida de corazón y parte de intestinos.

Patas: Presencia de úlceras aprox. 3 mm diámetro en las membranas natatorias.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones. Autólisis.

Esófago: Presencia de abundante luchecillo verde.

Estómago muscular (Molleja): Restos de contenido vegetal, arena y presencia de lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DIAGNÓSTICOS: **Ataque por lobo marino**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 11	**CASO Nº:**	**289-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**11 de octubre de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**6,25 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho adulto**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Punucapa muelle.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de parte de piel y parte de musculatura pectoral izquierda con amplias hemorragias.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.
Hígado: Áreas irregulares de color rojo violáceo.
Estómago muscular (Molleja): Lesiones propias de parásitos en la musculatura inmediatamente por debajo de la capa córnea.

DESCRIPCIÓN HISTOPATOLÓGICA:
Intestino delgado y grueso: Marcada presencia de parásitos.

DIAGNÓSTICOS: **Ataque por lobo marino**
Gastroenteritis parasitaria

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 12		**CASO Nº:**	**290-24-N**
		FECHA:	**14 de mayo de 2025**
		PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**
PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**11 de octubre de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**Sin información**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**4,75 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Hembra**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector La Culebra.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y paredes de cavidad celómica, con pérdida de aparato digestivo.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones. Autólisis.

Encéfalo: Hemorragias en zona lateral del cerebelo.

DIAGNÓSTICO: Ataque por lobo marino

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-2221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 13	**CASO Nº:**	**329-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:
DIRECCIÓN:
SOLICITADO POR: **Dr. Eduardo Jaramillo L. – Universidad Austral de Chile**
FECHA DE EXAMEN: **15 de noviembre de 2024**

FECHA Y HORA DE MUERTE: **14 de noviembre**

ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**5,4 kg**
SEXO:	**Macho**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*: Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Punucapa.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*: Carúncula muy anémica. En la parte ventral central de la pared celómica hay pérdida de piel de aprox. 5 cm de diámetro por predación *post mortem*.**

TEJIDO SUBCUTÁNEO: Amplias áreas hemorrágicas, especialmente en porción pectoral derecha.

Musculatura: Amplia hemorragia en músculo pectoral derecho.

CAVIDAD CELÓMICA: Grandes coágulos de sangre en toda la cavidad, especialmente alrededor del lóbulo hepático izquierdo.

Hígado: En el lóbulo izquierdo hay un desgarro lineal de la cápsula y parénquima de aprox. 2 cm.
Estómago muscular (Molleja): Contenido de arena y material vegetal. En la musculatura bajo la queratina se encuentran pequeñas cavidades de color café rojizo (diámetro aprox. 1 mm).

DIAGNÓSTICO: **Ruptura hepática traumática con hemorragia celómica**
Gastritis parasitaria

CONCLUSIÓN: El ave murió como consecuencia de una ruptura hepática de origen traumático con anemia aguda. Estas lesiones se corresponden con las encontradas en accidentes por colisión con estructuras rígidas, como por ejemplo cables de alta tensión.

El parasitismo del estómago muscular es compatible con la acción de *Epomidiostomum skrajabini*, nematodo muy frecuente en los cisnes de cuello negro del Humedal.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 14	**CASO Nº:**	**330-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**15 de noviembre de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**14 de noviembre de 2024**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**4,75 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Hembra adulta**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Punucapa.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática difusa de piel, parte de musculatura pectoral y de pared celómica, junto con estómago glandular y muscular, así como intestinos.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Leve coloración café del parénquima.

DIAGNÓSTICOS: Ataque por lobo marino

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
INSTITUTO DE PATOLOGÍA ANIMAL
FONO FAX 63-221424 CASILLA 567 VALDIVIA - CHILE

Anexo 15	**CASO Nº:**	**376-24-N**
	FECHA:	**14 de mayo de 2025**
	PATÓLOGO:	**Dr. Enrique Paredes H.**

PROPIETARIO:			
DIRECCIÓN:			
SOLICITADO POR:	**Dr. Eduardo Jaramillo**		
FECHA DE EXAMEN:	**18 de diciembre de 2024**		
FECHA Y HORA DE MUERTE:	**17 de diciembre de 2024**		
ESPECIE:	***Cygnus melancoryphus***	**PESO:**	**4,8 kg (pérdida de tejido por ataque)**
SEXO:	**Macho**	**COLOR:**	
EDAD:		**MARCAS:**	

***ANAMNESIS*:** **Encontrado muerto en el Humedal del Río Cruces, sector Canal Cau Cau.**

***DESCRIPCIÓN ANATOMOPATOLÓGICA*:**

Severa pérdida traumática de piel, musculatura pectoral y paredes de cavidad celómica, con pérdida de aparato digestivo.

Pulmones: Abundante presencia difusa de agua en el parénquima.

Hígado: Sin alteraciones. Autólisis.

DIAGNÓSTICO: Ataque por lobo marino

CONCLUSIÓN: Las lesiones concuerdan plenamente con las observadas por ataque de lobo marino. La presencia de agua en los pulmones indica que el ave fue sumergida en vida.

Enrique Paredes Herbach; M.V., Dr. med.vet.
JEFE DE SERVICIO

ANEXO 2: CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN HIGADO, RIÑON Y ENCEFALO CISNES 2024

(Informe Resultados LOQ, UdeC)

	INFORME DE RESULTADOS Nº 144/2025			
	Formulario Nº REG-PIR-28	Fecha de vigencia 02.01.13	Versión Nº 03	Página Inicio
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA-ETFA 021-02			

ANTECEDENTES GENERALES	
Cliente	Celulosa Arauco y Constitución S.A.
Contacto	Dr. Eduardo Jaramillo.
Proyecto	Río Cruces - Cisnes.
Identificación del Instrumento Ambiental	No aplica.
Dirección	Ruta 5 Sur Km. 788, Casilla 122-B,
	San José de la Mariquina.
Ciudad	Valdivia.
Nº Cotización	026-EJ240125.
Fecha Emisión Informe	26 de marzo de 2025.
Total Nº de Páginas IR-LOQ	04 (Incluye páginas de inicio y final del informe).
N° IR LADIOX (asociado).	No aplica.
N° IR MUESTREO (asociado).	No aplica.

INFORMES INTERNOS (IR-LOQ)

Sección	Código interno	Nº Páginas	Nombre I.A. Análisis	Código Alcance
LET-SSTB	012-2025	02	No aplica	No aplica

INFORMES LABORATORIOS EXTERNOS (IR-LABEX)

Laboratorio	Nº Informe	Nº Páginas	Código ETFA	Nombre I.A. Análisis	Código Alcance
No Aplica	No Aplica	No Aplica	No Aplica	No Aplica	No Aplica

ACTIVIDADES DE MUESTREO	
Tipo de Matriz / Tipo de Muestra	**Tejido biológico (Cisnes) / No aplica.**
Entidad(es) Muestreadora(s) / Código(s) ETFA	No aplica.
Nº Informe	No aplica.
Nombre I.A. Muestreo / Código I.A.	No Aplica.
Lugar de Muestreo	Río Cruces.
Fecha de Muestreo	11 de junio de 2024 al
	18 de diciembre de 2024.
SERVICIO SOLICITADO	No aplica.
Orden de Compra	No informado.

Los resultados de este informe se relacionan sólo con los ítems sometidos a ensayo.

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

	INFORME DE RESULTADOS N°144/2025			
	Formulario Nº IR-LET-SSTB	Fecha de vigencia 09.11.09	Versión Nº 13	Página 1 de 2
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA-ETFA 021-02			

MATRIZ: TEJIDO BIOLÓGICO (CISNES).

Nº Código Cliente: 1.3
Nº Código Interno: 012-2025.
N° de Muestras: 44.
Fecha Informe: 25 de marzo de 2025.

Parámetros	*Metodología*	*N° de Registros Internos*	*Fecha Inicio Análisis*	*Fecha Término Análisis*
(1) Aluminio (Al) NA	IT-LET-SSTB-01 Ver.8. Espectrometría de Absorción Atómica con Llama.	2503272-2503315	18.03.25	21.03.25
(1) Hierro (Fe) NA	IT-LET-SSTB-01 Ver.8. Espectrometría de Absorción Atómica con Llama.	2503272-2503315	18.03.25	25.03.25
	OBSERVACIONES			
(1)	Análisis realizado en base seca, fracción liofilizada			
NA	Parámetro No Acreditado			

RESULTADOS

Fecha de Muestreo: 11 de junio 2024 al 18 de diciembre de 2024.
Fecha de Recepción: 28 de enero de 2025.

N°	*Id. Muestra*	*Al* ($\mu g\ g^{-1}$)	*Fe* ($\mu g\ g^{-1}$)
1	225-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	91,8
2	225-24-N (Hígado Macho)	<60,0	24385,3
3	225-24-N (Riñón Macho)	<60,0	1167,5
4	226-24-N (Cerebro Hembra)	<60,0	95,2
5	226-24-N (Hígado Hembra)	68,3	1238,0
6	226-24-N (Riñón Hembra)	<60,0	655,8
7	227-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	89,0
8	227-24-N (Hígado Macho)	<60,0	1722,9
9	227-24-N (Riñón Macho)	<60,0	496,3
10	229-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	109,6
11	229-24-N (Hígado Macho)	<60,0	5307,9
12	229-24-N (Riñón Macho)	<60,0	844,6
13	237-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	75,8
14	237-24-N (Hígado Macho)	<60,0	2768,1
15	237-24-N (Riñón Macho)	<60,0	582,7
16	238-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	122,8
17	238-24-N (Hígado Macho)	<60,0	1562,9
18	238-24-N (Riñón Macho)	<60,0	597,4
19	242-24-N (Hígado Macho)	<60,0	1560,5
20	242-24-N (Riñón Macho)	<60,0	597,9
21	246-24-N (Cerebro Hembra)	<60,0	96,2
22	246-24-N (Hígado Hembra)	67,6	7124,9
23	246-24-N (Riñón Hembra)	<60,0	1517,4
24	249-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	86,0
25	249-24-N (Hígado Macho)	<60,0	1056,8
26	249-24-N (Riñón Macho)	<60,0	574,2
27	250-24-N (Cerebro)	<60,0	107,8
28	250-24-N (Hígado)	<60,0	2652,9
29	250-24-N (Riñón)	<60,0	1202,1
30	289-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	86,6
31	289-24-N (Hígado Macho)	<60,0	6642,6
32	289-24-N (Riñón Macho)	<60,0	1068,9
33	290-24-N (Cerebro Hembra)	<60,0	135,4
34	290-24-N (Hígado Hembra)	<60,0	11186,4
35	290-24-N (Riñón Hembra)	<60,0	709,4
36	330-24-N (Cerebro Hembra)	<60,0	139,4

Los resultados de este informe se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayos

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

	INFORME DE RESULTADOS N°144/2025			
	Formulario Nº IR-LET-SSTB	Fecha de vigencia 09.11.09	Versión Nº 13	Página 2 de 2
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA-ETFA 021-02			

N°	Id. Muestra	Al ($\mu g\ g^{-1}$)	Fe ($\mu g\ g^{-1}$)
37	330-24-N (Hígado Hembra)	60,5	18729,4
38	330-24-N (Riñón Hembra)	<60,0	673,1
39	329-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	114,6
40	329-24-N (Hígado Macho)	<60,0	2094,4
41	329-24-N (Riñón Macho)	<60,0	641,4
42	376-24-N (Cerebro Macho)	<60,0	78,4
43	376-24-N (Hígado Macho)	<60,0	3323,7
44	376-24-N (Riñón Macho)	<60,0	618,5
Límite de Detección		****35,0***	***9,0***
Límite de Cuantificación		****60,0***	***40,0***
Precisión (%)		***98,64***	***99,21***
Exactitud (%)		***101,92***	***101,55***

Laboratorio Oceanografía Química Original Depto. Oceanografía UdeC.

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN SECCIÓN LET LAB. OCEANOGRAFÍA QUÍMICA

Zailex García G.
Encargado de Sección LET

Los resultados de este informe se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayos

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

	INFORME DE RESULTADOS N° 144/2025			
	Formulario Nº REG-PIR-28	Fecha de vigencia 02.01.13	Versión Nº 03	Página Final
Aplicable a:	LABORATORIO DE OCEANOGRAFÍA QUÍMICA – CÓDIGO ETFA 021-02			

Sra. Gabriela Franyola V.
Jefe Técnico / I.A.
Laboratorio de Oceanografía Química
Universidad de Concepción

Sra. Claudia Figueroa Sn. M.
Gerente de Calidad
Laboratorio de Oceanografía Química
Universidad de Concepción

Dr. Marco Salamanca Orrego
Gerente General
Laboratorio de Oceanografía Química
Universidad de Concepción

Documento controlado por el SGC. Prohibida su reproducción total o parcial sin la autorización del LOQ. Este documento es válido sólo con timbre y firma oficial del LOQ.
Cabina 5, Barrio Universitario S/N. Casilla 160-C, Concepción-CHILE.
(56) 412204966 www.loq.cl loq@udec.cl

4.7. MAMÍFEROS ACUÁTICOS

ANTECEDENTES

Mamíferos acuáticos de ambientes dulce acuícolas como el Coipo, han sido mencionados como controladores de la composición vegetacional en humedales, reduciendo la propagación de plantas acuáticas emergentes y/o natantes (Crooks, 2002; Carter & Leonard, 2002; Guichón, 2003). Por otra parte, la presencia o ausencia de mamíferos acuáticos en humedales, ha sido utilizada para describir el estado de salud ambiental de estos ecosistemas acuáticos; es decir, estos vertebrados pueden ser utilizados como bioindicadores de buena calidad ambiental, como es el caso del Huillín en las riberas del humedal del río Cruces (Oporto, 2006, 2009) o de afectación negativa, como es el caso del Visón, especie invasora cuya presencia en humedales del sur de Chile ha demostrado ser perjudicial para especies nativas (Fasola *et al.,* 2021). En este contexto, desde el año 2015 se lleva a cabo un monitoreo sistemático de la abundancia de Huillines, Coipos y Visones en el Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), con el objetivo de evaluar la distribución espacio-temporal de estas tres especies en el ecosistema del humedal.

Además, los humedales chilenos - y en particular el HRC - pueden verse impactados negativamente por la presencia de especies de mamíferos acuáticos que no son consideradas habitantes típicos de estos ecosistemas, pero que pueden generar efectos adversos sobre especies nativas icónicas. En este contexto, se ha documentado la intrusión del Lobo marino común (*Otaria flavescens*) en el HRC, evento que ha derivado en depredación sobre el Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), lo cual podría estar contribuyendo a una reducción en las abundancias poblacionales de esta ave emblemática del humedal.

La presencia de lobos marinos en los alrededores de la feria fluvial ubicada en la costanera de Valdivia, responde principalmente a un subsidio trófico generado por la actividad de los locatarios del recinto. La venta de productos pesqueros en este sector origina un volumen considerable de descartes - principalmente vísceras y otras partes no

comercializadas de los peces - que son dispuestos tanto en el entorno construido (por ejemplo, escaleras de acceso) como en el medio natural, específicamente el río Valdivia. Dado este contexto, resulta necesario evaluar si la variabilidad estacional en la actividad depredatoria de los lobos marinos sobre el Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) en el interior del HRC) podría estar asociada a una posible fluctuación estacional en la disponibilidad de peces y, por ende, en la cantidad de descartes generados. Esta relación podría aportar evidencia sobre el efecto de subsidios alimentarios antropogénicos en los patrones de comportamiento trófico - de depredadores generalistas en ambientes acuáticos urbanos y periurbanos.

OBJETIVOS

• Evaluar - durante el año 2024 - la presencia y abundancia de coipos (*Myocastor coypus*), huillines (*Lontra provocax*) y visones (*Neovison vison*), en las riberas del HRC y comparar los resultados obtenidos durante este periodo de monitoreo (enero 2024 - diciembre 2024), con los obtenidos desde enero 2015 a diciembre 2023 en el humedal.

• Evaluar- durante el año 2024 - la actividad depredatoria de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro en el HRC y contrastar los resultados con los datos disponibles desde el invierno 2018 en adelante.

• Explorar - durante el año 2024 - la eventual relación entre actividad depredatoria de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro al interior del HRC y la oferta estacional de descarte de peces generada en la feria fluvial de Valdivia.

METODOLOGÍAS

Censos y avistamientos de coipos, huillines y visones

Desde enero 2015, se han realizado censos sistemáticos para registrar la presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en los cauces principales y riberas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Para ello, se definieron 21 sectores de monitoreo dentro del área de estudio (Fig. 4.7.1).

Las actividades censales se llevaron a cabo mediante el uso de dos tipos de embarcaciones, ambas operadas a una velocidad constante de aproximadamente 5 - 6 nudos; estas embarcaciones fueron: (i) una lancha de fibra de vidrio, modelo Robalo, con cabina para pasajeros, eslora de 7,7 m y motor fuera de borda Tohatsu de 50 HP, utilizada preferentemente durante los meses de otoño e invierno, y (ii) un bote inflable semirrígido Zodiac, modelo Skua 490, con eslora de 4,9 m y motor Suzuki de 60 HP, empleado durante los meses de primavera y verano. Los censos se efectuaron sobre polígonos virtuales trazados paralelamente a las riberas, con longitudes aproximadas de 500 m (Fig. 4.7.2). Los puntos inicial y final de cada tramo se georeferenciaron con un equipo GPS (Global Positioning System) modelo GARMIN 60CSx y utilizando el sistema de coordenadas UTM (WGS-84, huso correspondiente). Esta metodología permitió realizar registros continuos y sistemáticos de los mamíferos acuáticos a lo largo de la totalidad de las riberas consideradas en el área de estudio.

Complementariamente, se incluyeron en la base de datos, aquellos registros de avistamientos de coipos, huillines y visones efectuados en el marco de salidas a terreno destinadas a otros fines, pero que coincidieron espacialmente con el área de monitoreo del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC. Todos los registros han sido sistematizados y consolidados en la Tabla 2 del ANEXO de este capítulo.

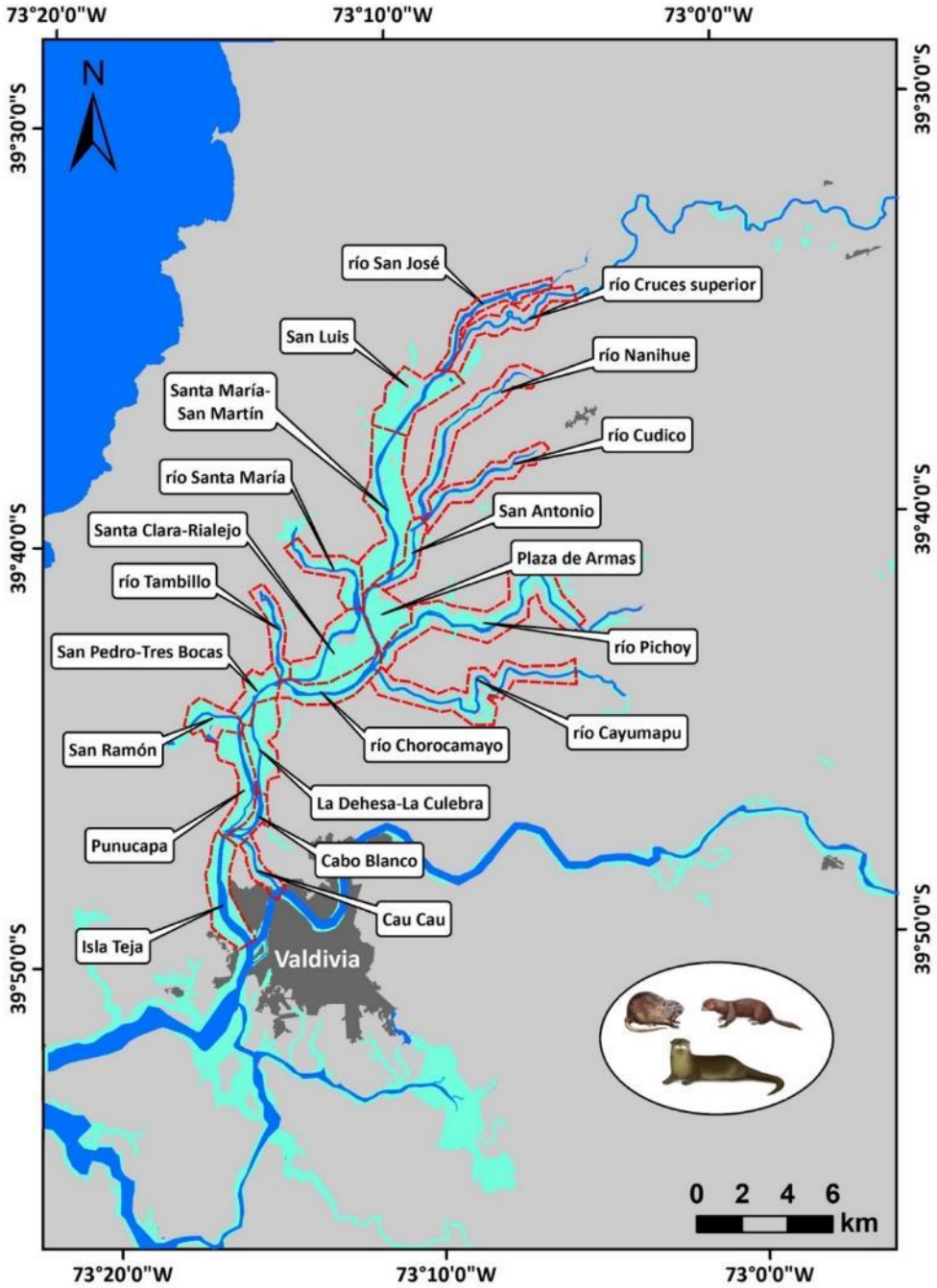


Figura 4.7.1. Distribución de los 21 sectores destinados a evaluar la eventual presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio.

.

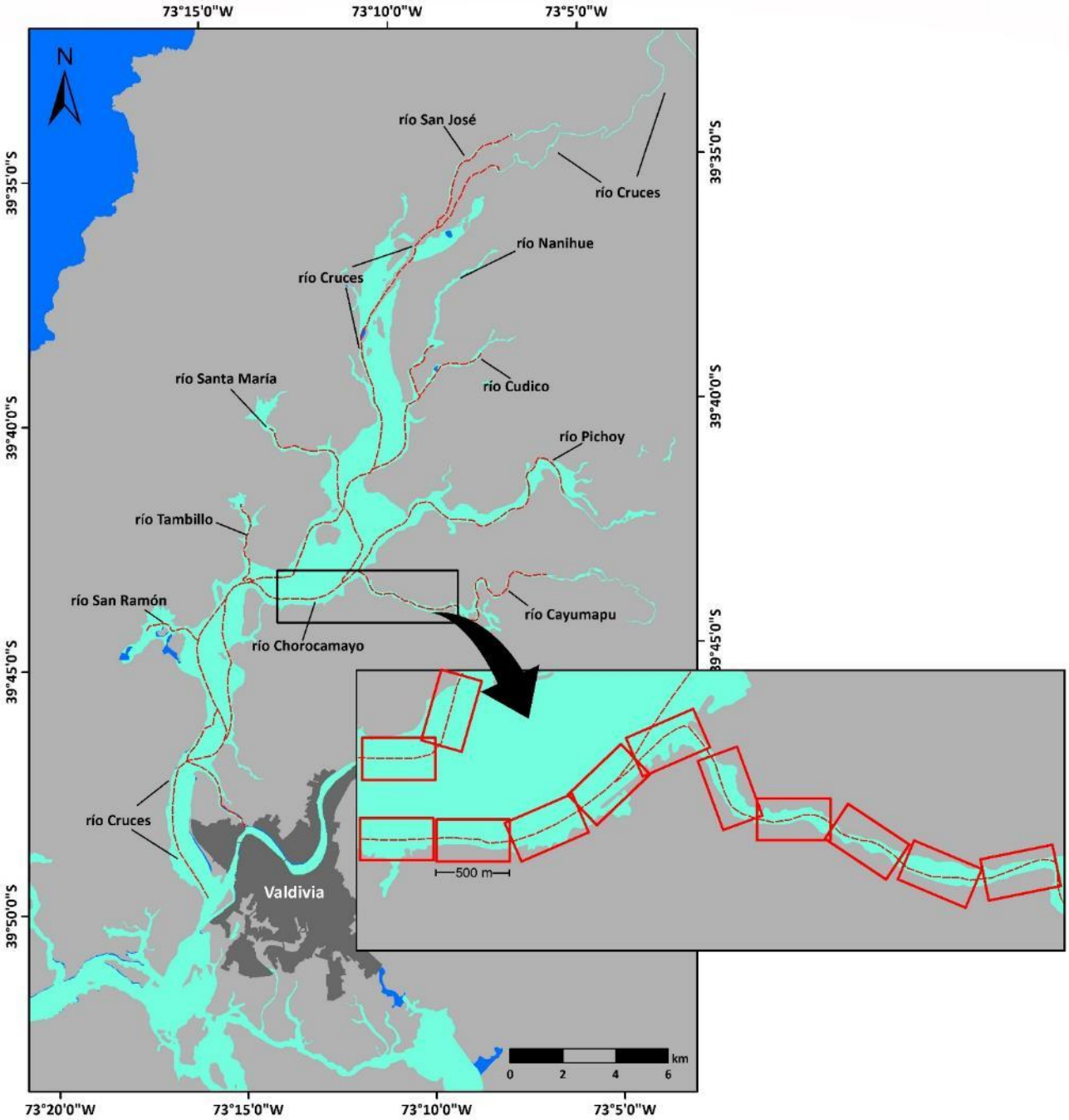


Figura 4.7.2. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a evaluar la eventual presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio.

Monitoreo de la depredación de lobos sobre Cisnes de cuello negro

Con el propósito de evaluar la presencia y distribución espacial de lobos marinos en el HRC, así como la ocurrencia y localización de carcasas de Cisnes de cuello negro, se realizaron censos desde embarcaciones durante todo el período de estudio. Para minimizar los sesgos derivados de una menor frecuencia de recorridos en invierno, se calculó un índice de depredación mensual, definido como la razón entre el número de carcasas recolectadas mensualmente y el número de días efectivos en terreno durante ese mismo mes.

La localización relativa de los eventos de depredación fue determinada mediante la georreferenciación de las carcasas encontradas, utilizando coordenadas UTM (WGS-84). Estas ubicaciones fueron posteriormente graficadas en relación con los 21 sectores previamente definidos para el monitoreo en el humedal (Fig. 4.7.1), con el objetivo de identificar zonas con mayor frecuencia relativa de ocurrencia de ataques. No obstante lo anterior, es necesario tomar en cuenta que, debido al efecto de las mareas y corrientes, las carcasas pueden desplazarse, por lo que los sitios de hallazgo de carcasas, no necesariamente corresponden a los lugares exactos de ocurrencia de eventos depredatorios.

Adicionalmente, desde noviembre de 2018, se han realizado censos bimensuales desde tierra para cuantificar la presencia de lobos marinos en el sector de la costanera adyacente a la feria fluvial de Valdivia (Fig. 4.7.3). Estos conteos se efectuaron mediante observación directa asistida con binoculares (modelo Olympus 10x30), registrándose el número total de individuos clasificados en las siguientes categorías etarias: juveniles, subadultos y adultos. No se realizó distinción sexual entre subadultos y adultos, dada la dificultad de discriminación morfológica a distancia.

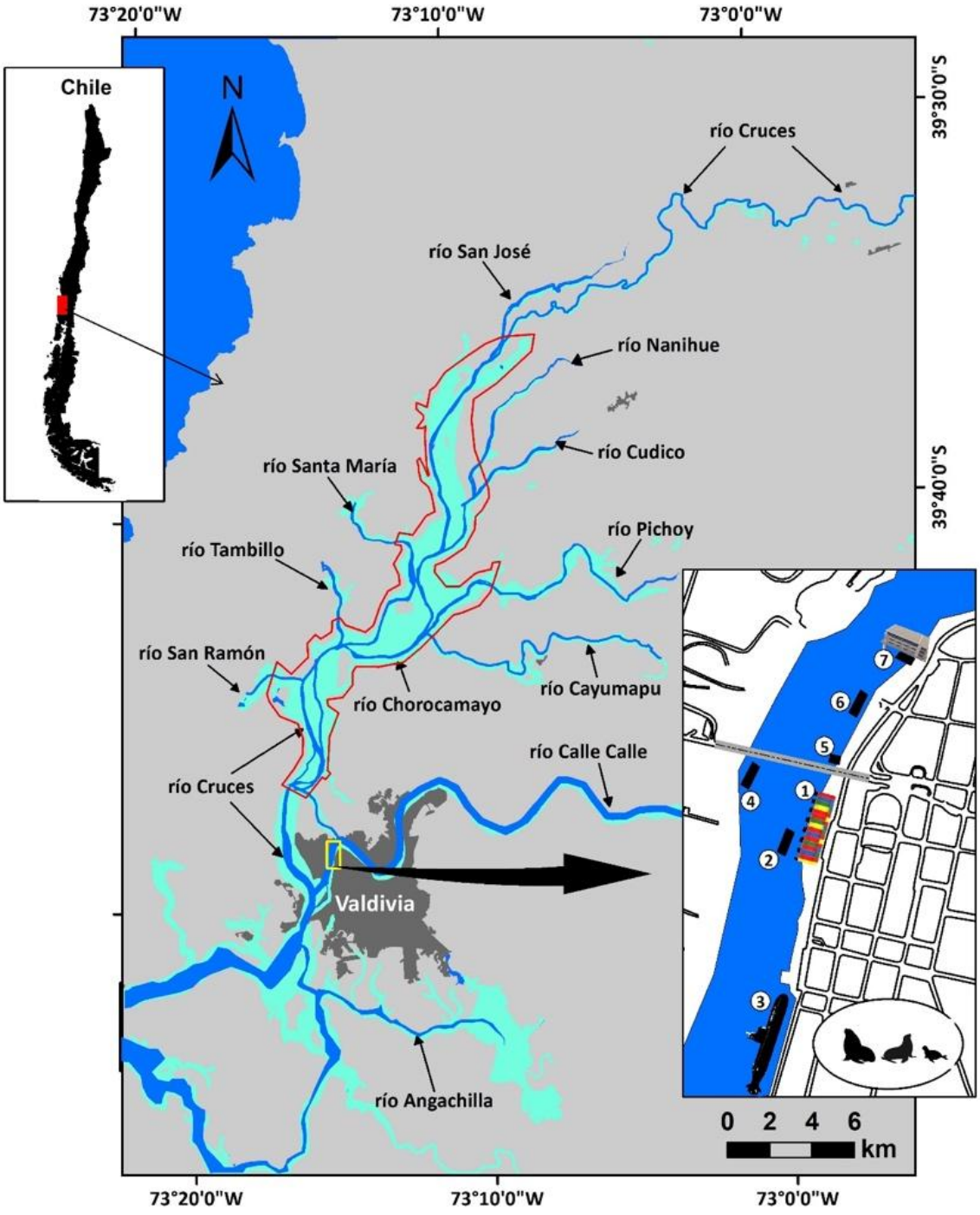


Figura 4.7.3. Ubicación de los siete sectores definidos para evaluar la eventual presencia de lobos marinos en la costanera y feria fluvial de Valdivia. 1=escalinata feria fluvial; 2=balsa feria fluvial; 3=submarino; 4 balsa parque Prochelle; 5=emisario puente; 6=balsa frente a área de ex helipuerto y 7=botadero de lanchas.

Monitoreo del descarte de peces en la feria fluvial de Valdivia

A partir del año 2023, se incorporó una nueva línea de observación dirigida a evaluar la variabilidad en la oferta de recursos tróficos disponibles para los lobos marinos en la feria fluvial de Valdivia. Para ello, se implementaron censos sistemáticos dos veces al mes (semana por medio), en los cuales se registró el número total de puestos activos de venta de pescados, así como las especies disponibles para la venta. Esta información se utilizó como proxy para estimar la oferta potencial de descarte de pescados en el área. El objetivo de esta actividad fue explorar la posible relación entre la variabilidad mensual de la oferta de pescado (y su descarte asociado) y la presencia de lobos marinos en la costanera, así como su eventual vinculación con la actividad depredatoria sobre Cisnes de cuello negro al interior del Humedal del Río Cruces (HRC).

RESULTADOS

4.7.1. COIPOS, VISONES Y HUILLINES

La Tabla 4.7.1 muestra las fechas en la cual se realizaron las salidas a terreno para el eventual avistamiento de coipos, huillines y visones.

Tabla 4.7.1. Fechas de salidas a terreno efectuadas para eventuales avistamientos de coipos, huillines y visones (*cf*. Tabla 1 de ANEXO hasta el año 2023).

programa	período	censos
Quinto año de Monitoreo Actualizado HRC	enero 2024-diciembre 2024	29-30 enero 2024
		28-29 febrero 2024
		28-30 marzo 2024
		29-30 abril 2024
		28-29 mayo 2024
		27-28 junio 2024
		22-23 julio 2024
		29-30 agosto 2024
		26-27 septiembre 2024
		24-25 octubre 2024
		26-27 noviembre 2024
		26-27 diciembre 2024
Cuarto año de Monitoreo Actualizado HRC	enero 2023-diciembre 2023	24-25 abril 2023
		28-29 mayo 2023
		20-21 enero 2023
		26-27 febrero 2023
		30-31 marzo 2023

		29-30 junio 2023
		26-27 julio 2023
		29-30 agosto 2023
		26-27 septiembre 2023
		30-31 octubre 2023
		28-29 noviembre 2023
		27-28 diciembre 2023
Tercer año de Monitoreo Actualizado HRC	enero 2022-diciembre 2022	24-25 enero 2022
		16-17 marzo 2022
		9-10 mayo 2022
		29-30 junio 2022
		28-29 julio 2022
		30-31 agosto 2022
		27-28 septiembre 2022
		30-31 octubre 2022
		28-29 noviembre 2022
		27-28 diciembre 2022
Segundo año de Monitoreo Actualizado HRC	enero 2021-diciembre 2021	03-04 febrero 2021
		14-15 mayo 2021
		16-17-18 junio 2021
		12-13 julio 2021
		22-23 septiembre 2021
		15-16 octubre 2021
		4-5 noviembre 2021
Primer año de Monitoreo Actualizado del HRC	Enero 2020-diciembre 2020	08-10 abril 2020
		06-08 mayo 2020
		15-16 octubre 2020
		09-11 diciembre 2020
Quinto año de Monitoreo Ambiental del HRC	Enero 2019-diciembre 2019	18-19 enero 2019
		06-08 mayo 2019
		25-27 junio 2019
		25-27 septiembre 2019
		10-12 diciembre 2019
Cuarto año Monitoreo Ambiental del HRC	enero 2018-diciembre 2018	14-16 febrero 2018
		18-20 abril 2018
		17-19 Julio 2018
		02-05 octubre 2018
Tercer año Monitoreo Ambiental del HRC	enero 2017-diciembre 2017	25-27 enero 2017
		09-11 mayo 2017
		04-06 julio 2017
		11-13 octubre 2017
Segundo año Monitoreo Ambiental del HRC	enero 2016-diciembre 2016	27-29 enero 2016
		28-30 abril 2016
		13-15 julio 2016
		28-30 noviembre 2016
Primer año Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2015 - marzo 2016	15-17 abril 2015
		23-24 septiembre 2015
		28-30 noviembre 2015

La Figura 4.7.4, muestra el número de avistamientos directos de mamíferos acuáticos (lobos marinos excluidos) registrados durante la totalidad de recorridos efectuados en el transcurso del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC hasta diciembre 2024.

El Coipo fue la especie con mayor frecuencia de aparición o la especie más común, con 40 avistamientos en 64 censos realizados (equivalente al 62% de los censos). Le siguieron el Visón con 19 registros (29%) y el Huillín con 17 (26%) (Fig. 4.7.4). La ocurrencia simultánea de las tres especies objeto de estudio, se documentó únicamente durante las campañas de septiembre de 2015 y 2019, y junio de 2016 y 2023 (Fig. 4.7.4). Durante los meses de junio, julio y septiembre del año 2021; junio del 2022; junio, julio y agosto del 2023 y junio del año 2024, se registraron las mayores abundancias de coipos, con 19, 26, 20, 20, 24, 27, 30 y 17 individuos, respectivamente. A partir del año 2018, las mayores abundancias de coipos se detectaron durante la temporada invernal; no habiendo en este momento una hipótesis plausible para explicar ese patrón.

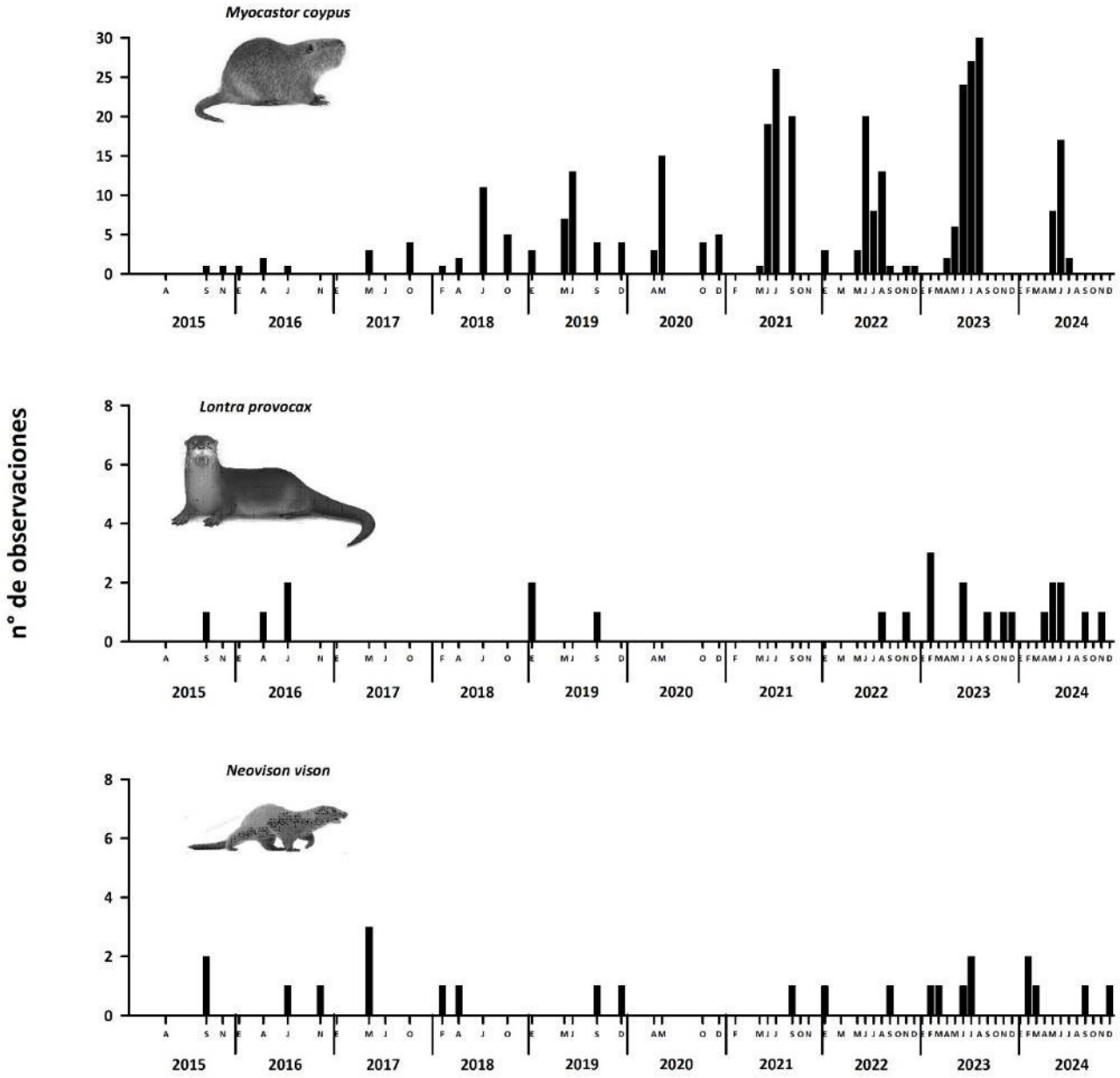


Figura 4.7.4. Número de avistamientos de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillín (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison*), realizados durante los recorridos planificados como parte de las actividades del Programa de Continuidad y del Monitoreo Ambiental del HRC.

Si bien durante el año 2024 se registró una disminución en el número de avistamientos de Coipos en comparación con años previos, la Figura 4.7.5, evidencia una tendencia general al aumento sostenido y estadísticamente significativo, en la frecuencia de estos registros a partir del año 2018 ($p<0,011$), con un incremento particularmente marcado durante la temporada invernal (*cf*. Fig. 4.7.4). No se dispone de una explicación plausible, para explicar el aumento en las abundancias de coipos durante el período 2018 - 2023. En contraste a la variabilidad inter anual de las abundancias de coipos, las abundancias de huillines y visones se han mantenido bastante estables. Tal es así, que la intensificación de los censos de mamíferos acuáticos durante los años 2023 y 2024, no ha resultado en mayor variabilidad inter anual de huillines y visones (*cf.* Fig. 4.7.4).

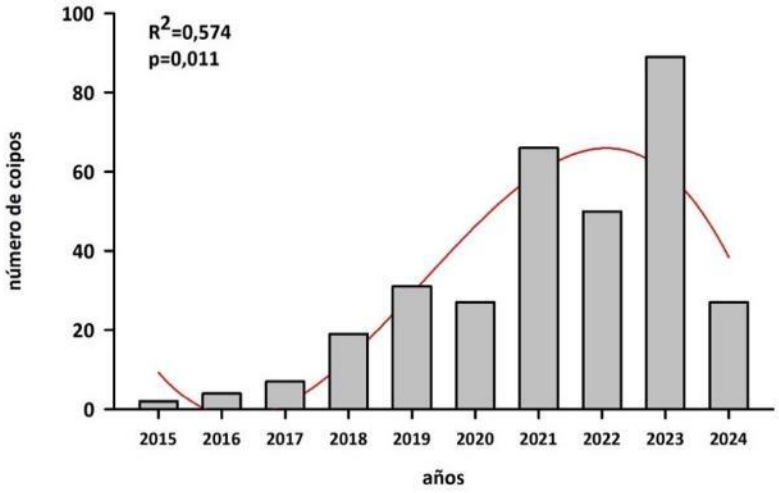


Figura 4.7.5. Número de avistamientos anuales de coipos (*Myocastor coypus*), realizados durante los recorridos planificados como parte de las actividades del Programa de Continuidad y del Monitoreo Ambiental del HRC. Línea roja indica tendencia inter anual significativa ($p<0,05$).

Entre abril 2015 y octubre 2017, la mayor parte de las observaciones de coipos ocurrieron en el sector medio del HRC (alrededor de Isla Rialejo). Posteriormente, entre los años 2018 y 2020 la distribución aumentó hacia el norte y sur de este sector (Fig. 4.7.6). Durante los años 2021 y 2022 y aun cuando, el sector medio del HRC continuó concentrando la mayor parte de los avistamientos, también se registraron coipos en ríos tributarios como el Tambillo y el San Ramón, así como en el sector sur del humedal. Finalmente, durante los

años 2023 y 2024, la mayor concentración de observaciones se desplazó hacia la porción sur del humedal, con énfasis en los sectores de Punucapa y río La Culebra (año 2023; Fig. 4.7.6), lo que sugiere un desplazamiento territorial o cambios en la calidad del hábitat, producto, probablemente, del paso más frecuente de barcazas por el sector medio del humedal (ver Capítulo 5: Nuevas amenazas). Los avistamientos de huillines y visones fueron menos frecuentes que los de coipos: los primeros ocurrieron primariamente en los ríos Pichoy (2016, 2019, 2023 y 2024), Cayumapu (2019, 2022, 2023 y 2024) y Santa María (años 2023 y 2024) (Fig. 4.7.7), a la vez que los segundos, fueron positivos principalmente en la porción superior del eje central del HRC (años 2016, 2019, 2021, 2022 y 2024 (Fig. 4.7.8).

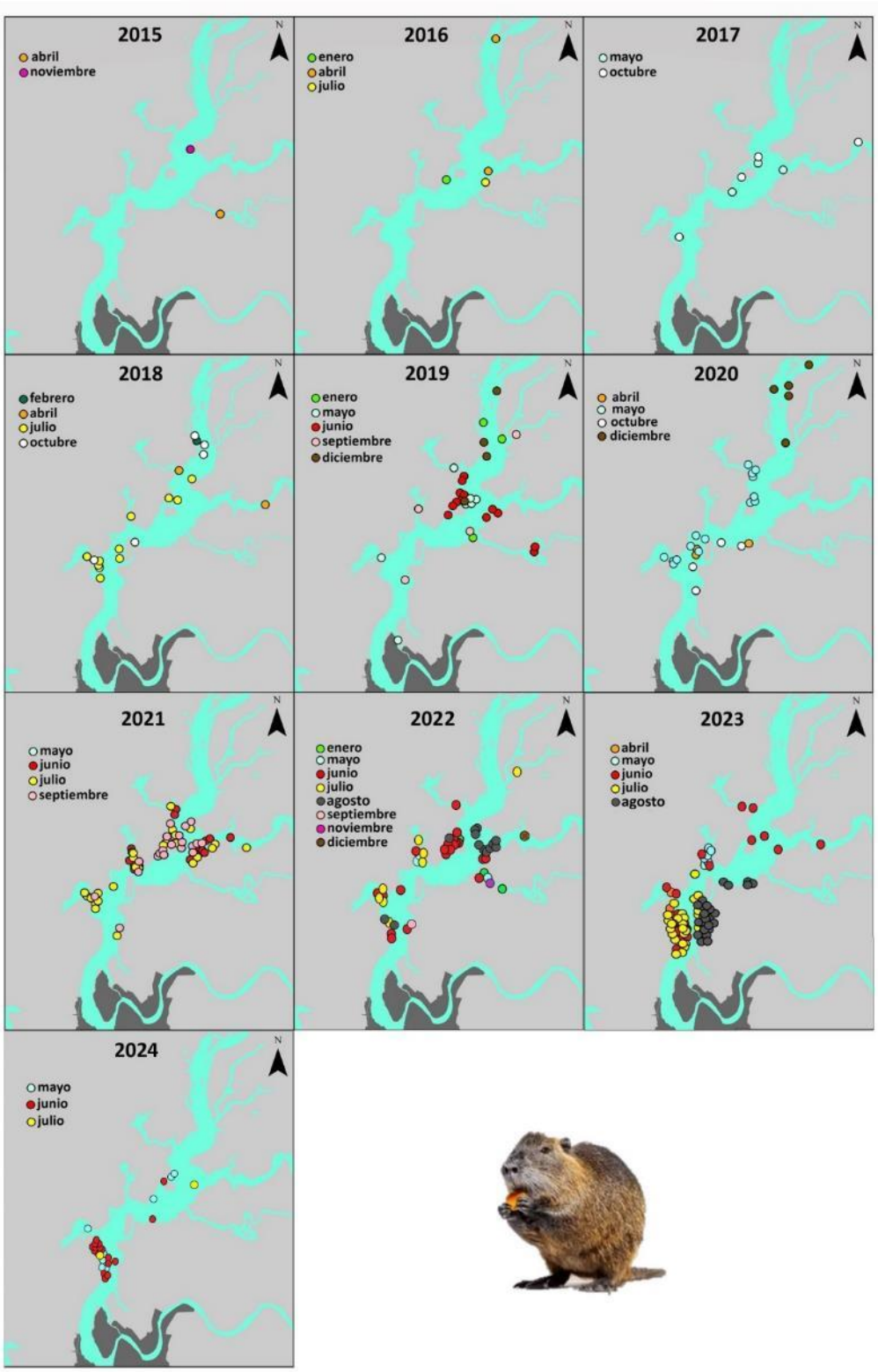


Figura 4.7.6. Variabilidad espacio temporal del Coipo (*Myocastor coypus*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre enero 2015 y diciembre 2024. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

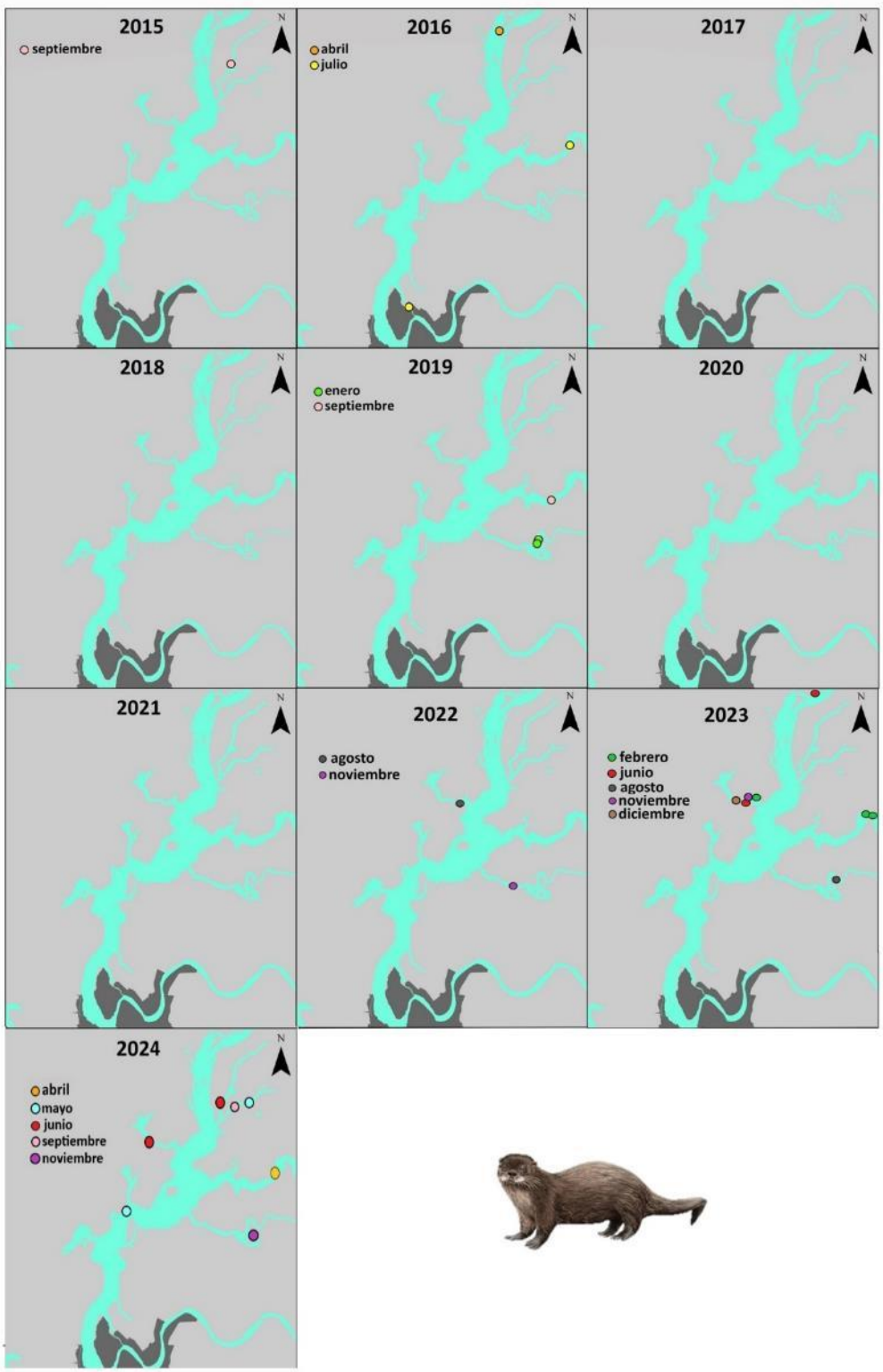


Figura 4.7.7. Variabilidad espacio temporal del Huillín (*Lontra provocax*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre enero 2015 y diciembre 2024. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

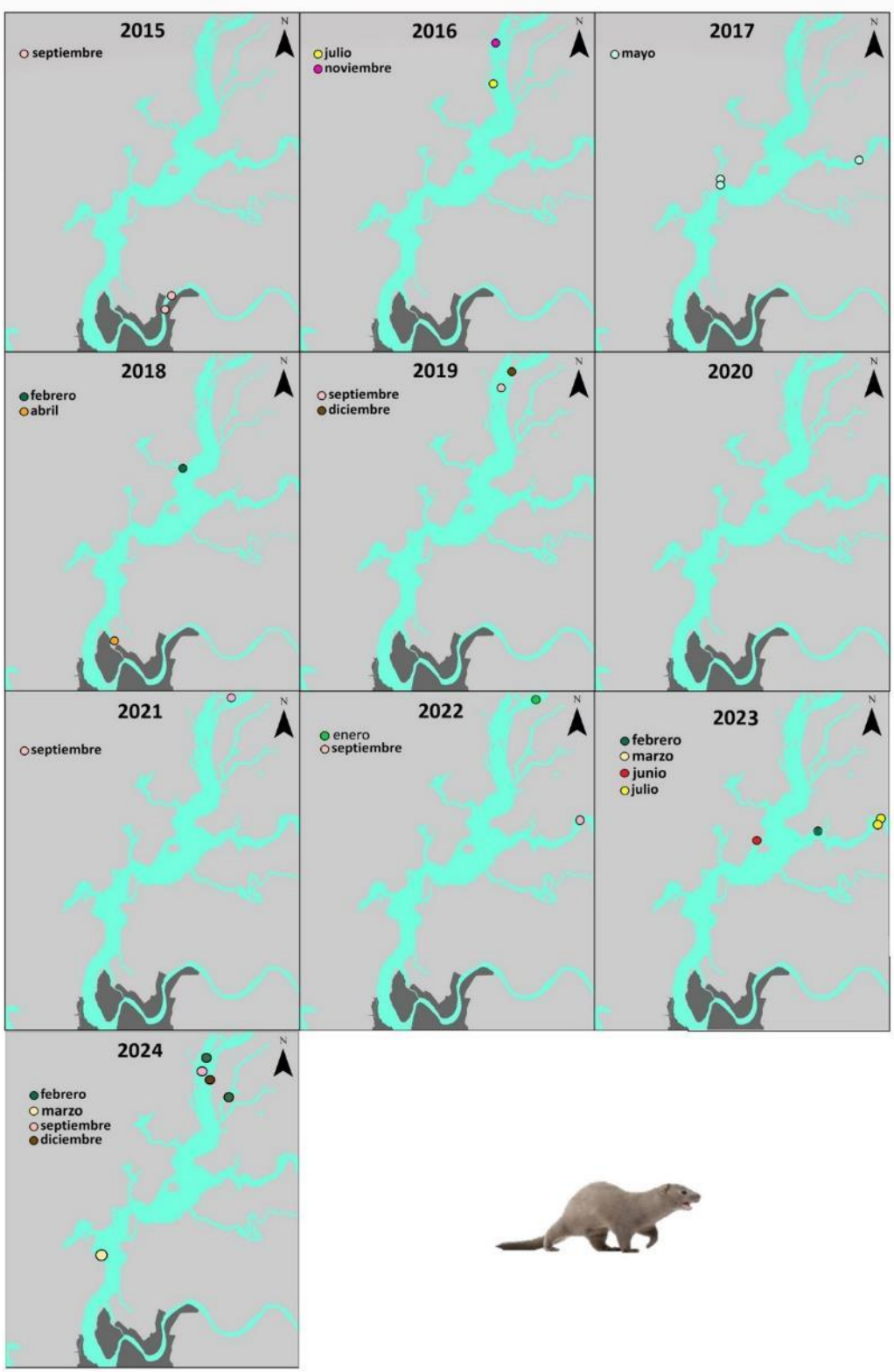


Figura 4.7.8. Variabilidad espacio temporal del Visón (*Neovison vison*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre enero 2015 y diciembre 2024. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

4.7.2. ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS SOBRE CISNES DE CUELLO NEGRO

La Figura 4.7.9 muestra la variabilidad temporal de la abundancia de lobos marinos en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia. Hasta la fecha, los análisis no evidencian una tendencia significativa (p>0,05) inter anual en el número de individuos observados en la feria fluvial.

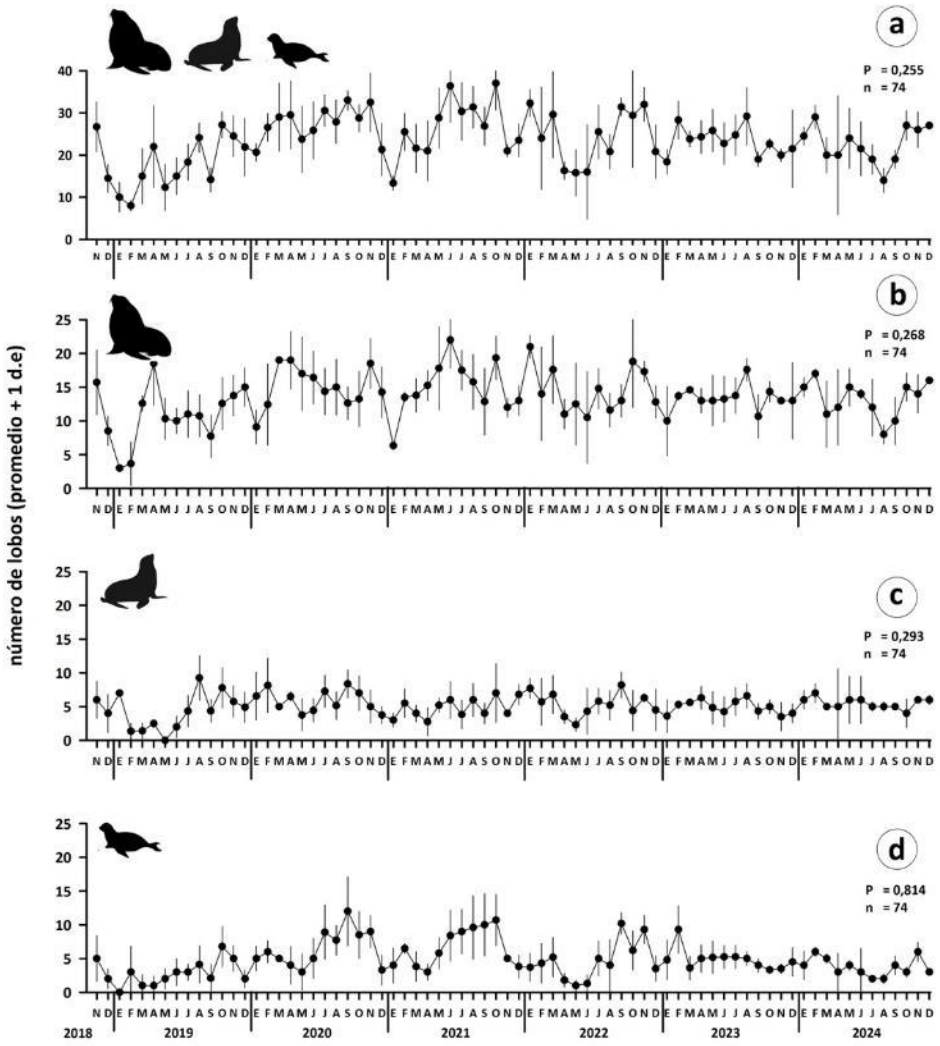


Figura 4.7.9. Variabilidad inter anual en la abundancia de lobos marinos en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia durante el periodo noviembre 2018 a diciembre 2024. a) adultos, subadultos y juveniles, b) adultos, c) subadultos y d) juveniles.

Si bien los registros de lobos marinos que ingresan al HRC, muestran una tendencia a aumentar en el tiempo, esta no es significativa (p>0,05) (Fig. 4.7.10).

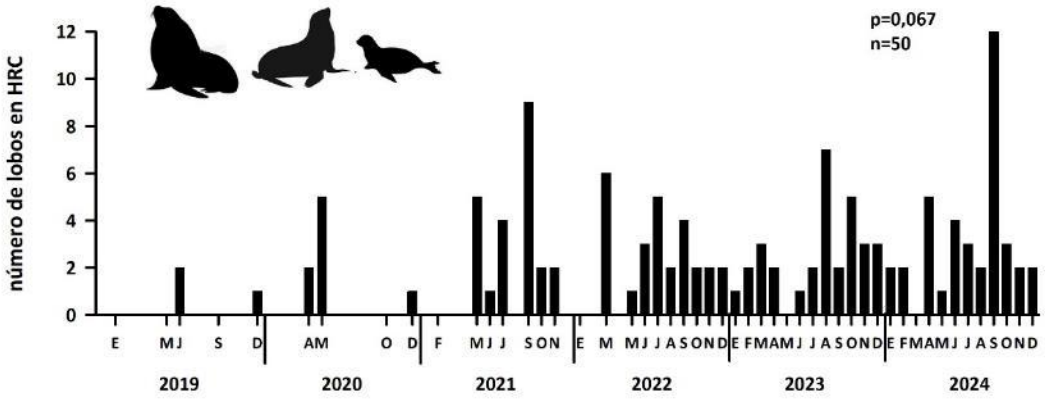


Figura 4.7.10. Variabilidad inter anual en la abundancia de lobos adultos, sub adultos y juveniles en el HRC a diciembre 2024.

Hasta diciembre de 2024, se ha registrado un total de 2.436 carcasas de cisnes en el HRC, según datos combinados de la UACh y CONAF (Tabla 4.7.2). El examen tanatológico de esas carcasas, demostró que la principal causa de muerte, corresponde a ataques de lobos marinos. Es interesante destacar que los años con mayor número de carcasas recolectadas fue durante el año 2020 - coincidente con el inicio de la pandemia por COVID 19 - y el año 2023, con 528 y 545 carcasas, respectivamente) (Tabla 4.7.2). Durante el año 2023 se observó el mayor número de muertes de cisnes por causas no asociadas a ataques de lobos marinos, lo que se relaciona primariamente al brote de gripe aviar registrado en el HRC entre marzo y mayo de ese año. El número de cisnes depredados por los lobos marinos es aproximadamente 24 veces más alto, que el número de cisnes encontrados muertos por causas no atribuibles a esta depredación dentro del HRC (Fig. 4.7.11). Estas últimas causas incluyen traumatismos graves por colisión con cables del tendido eléctrico en los bordes del HRC, cuadros de enteritis (principalmente inespecífica) y ataques por visones. En aproximadamente el 14% de las carcasas examinadas, no ha sido posible determinar la o las causas de muerte, debido al avanzado estado de descomposición de las mismas.

Tabla 4.7.2. Número de Cisnes de cuello negro encontrados muertos en el HRC por causas atribuibles y no atribuibles a ataques de lobos marinos. Período de estudio: julio 2018 - diciembre 2024. Fuente datos: UACh - CONAF.

año	muertes atribuibles a lobos	muertes no atribuibles a lobos
2018	313	16
2019	359	15
2020	528	17
2021	220	7
2022	267	6
2023	545	39
2024	204	2
total	**2436**	**102**

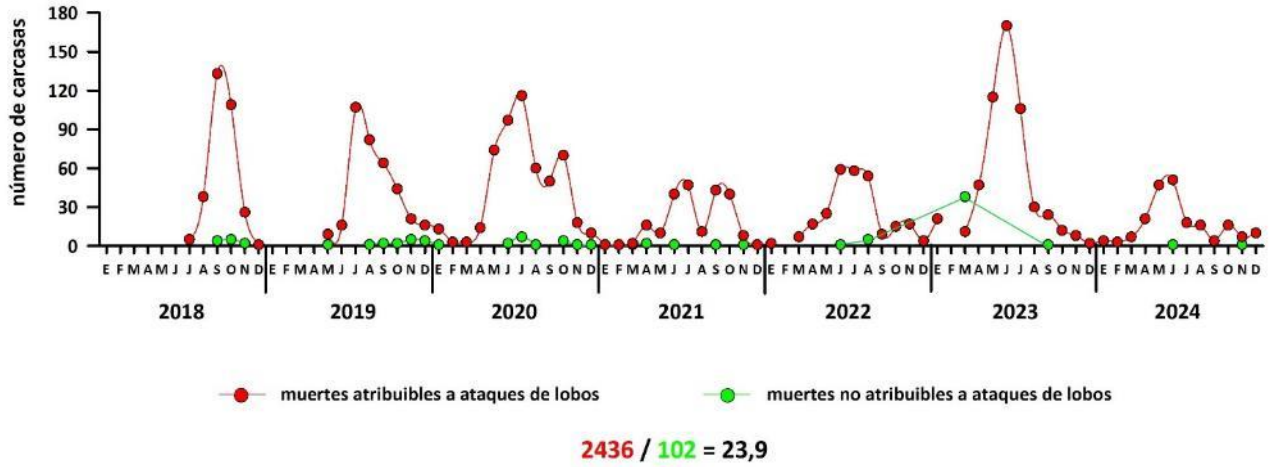


Figura 4.7.11. Variabilidad mensual e inter anual en el número de carcasas de cisnes recolectadas en el HRC (Datos CONAF-UACh).

La Figura 4.7.12 muestra la variabilidad inter anual del Índice de depredación (datos UACh & CONAF), la cual evidencia una clara estacionalidad, con valores más altos durante el invierno. Entre julio de 2018 y diciembre de 2023, se observó una tendencia creciente, posiblemente asociada a cambios en la disponibilidad de presas o en la conducta de los depredadores. Por el contrario, durante el año 2024, el Índice de depredación disminuyó respecto a años anteriores, lo que podría explicarse por un uso diferencial del hábitat por parte de los cisnes (sectores de profundidades someras donde los lobos marinos muestran dificultades para desplazarse), o por desplazamientos de estas aves hacia otros humedales localizados fuera del HRC.

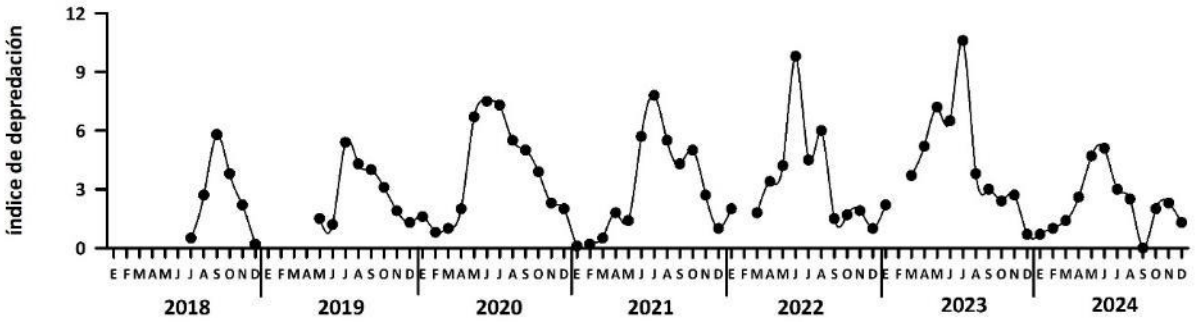


Figura 4.7.12. Índice de depredación: número de carcasas recolectadas mensualmente / número de días mensuales en terreno.

Hasta diciembre 2024, las mayores concentraciones de carcasas se encontraron en los sectores medio e inferior del HRC: Punucapa con 440 eventos, seguidos por Dehesa & La Culebra (283), San Pedro & Tres Bocas (251), Santa Clara & Rialejo (188), Chorocamayo (184) y Cabo Blanco (183), particularmente durante los años 2018, 2019, 2020 y 2023 (Fig. 4.7.13). El aumento durante el año 2023 de carcasas en el sector norte del humedal (Santa María & San Martín), sugiere una posible expansión espacial de la presión predatoria o una redistribución de la población de cisnes hacia áreas donde - con anterioridad al año 2024 - el encuentro de carcazas era muy bajo.

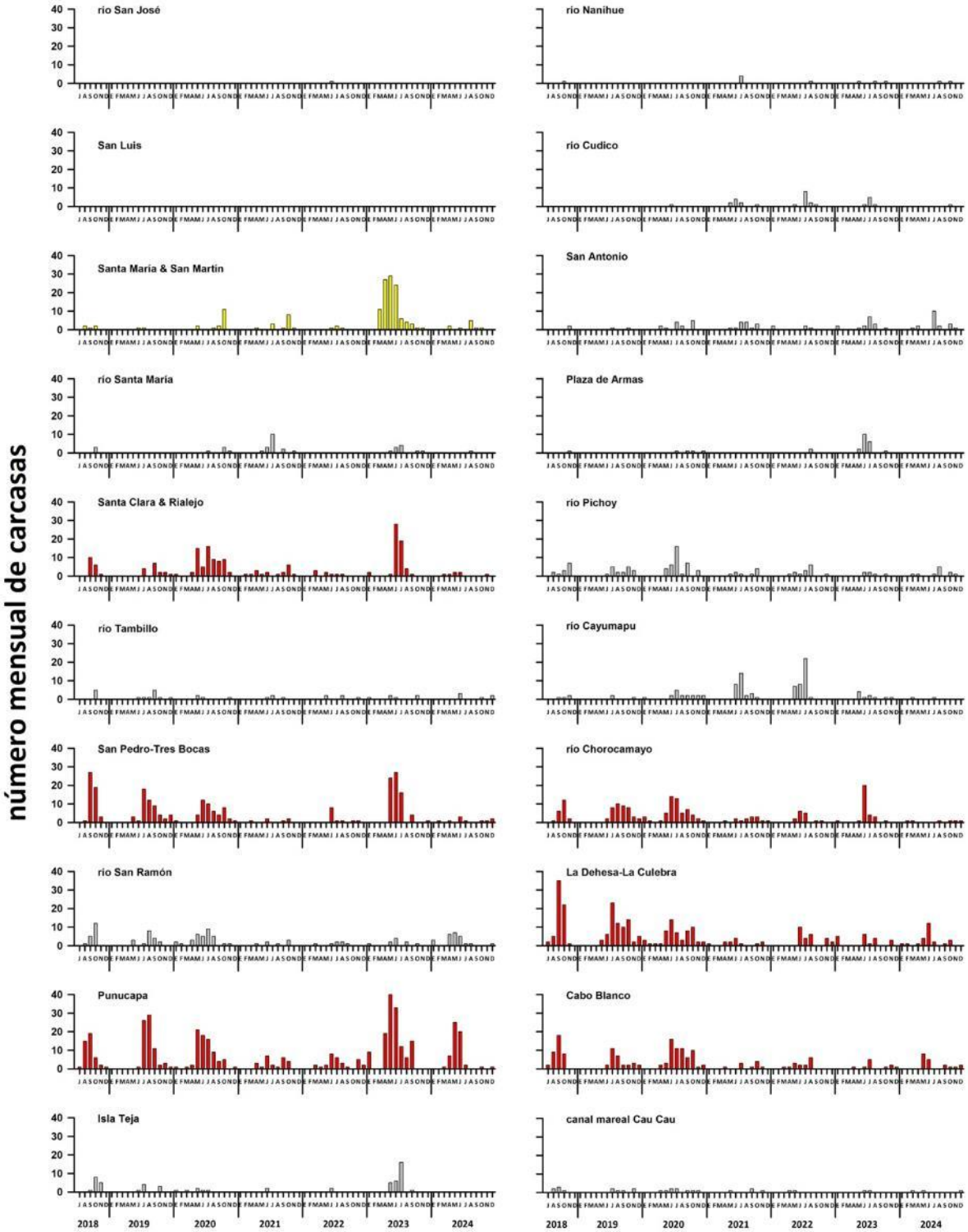


Figura 4.7.13. Número de carcasas recolectadas en 20 sectores del HRC: julio 2018 a diciembre 2024. Columnas en rojo para los sectores con mayores encuentros de carcasas y columnas en amarillo, para el sector con notorio aumento de carcasas durante el año 2023.

La Figura 4.7.14 muestra que, durante todo el período de estudio (julio 2018 a diciembre 2024), la mayoría de los ataques a cisnes fueron realizados por lobos juveniles, seguidos en frecuencia por individuos subadultos.

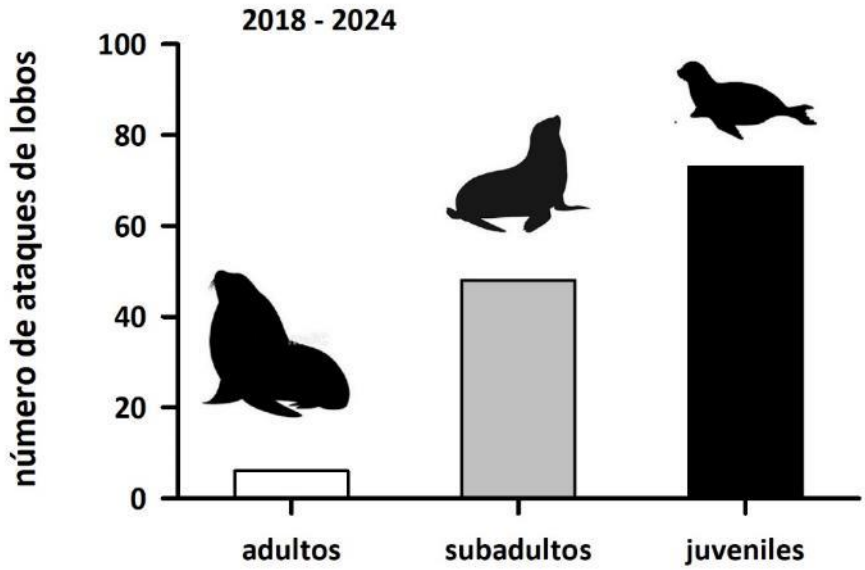


Figura 4.7.14. Número de ataques anuales de lobos marinos a cisnes de cuello negro separados por rango etario registrados dentro del HRC (período de observaciones: julio 2018 - diciembre 2024).

No obstante lo inmediatamente anterior, el análisis del número anual de ataques de lobos, muestra que no siempre el número más alto de tales eventos, ha correspondido a lobos juveniles. Solo durante los años 2019 y 2023, hubo clara predominancia de ataques por lobos juveniles, ya que, por ejemplo, durante los años 2018 y 2024, el número de ataques realizados por lobos juveniles y subadultos fue similar, a la vez que, durante el año 2022, se detectó un número mayor de ataques por lobos subadultos (Fig. 4.7.15).

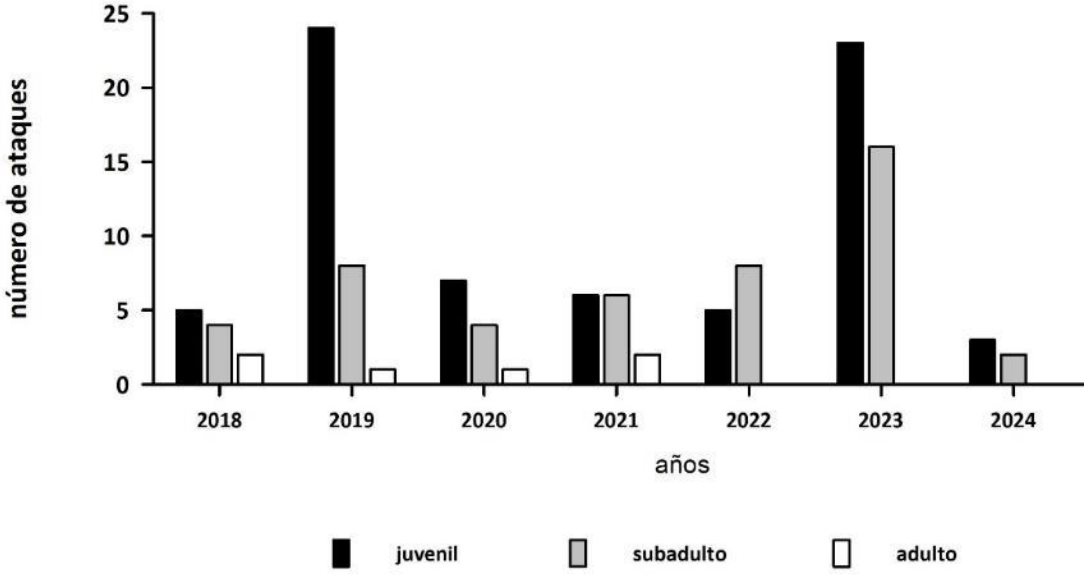


Figura 4.7.15. Resumen de ataques de lobos marinos a cisnes de cuello negro dentro del HRC (período de observaciones: julio 2018 - diciembre 2024).

La Figura 4.7.16 muestra - desde el incio de la interacción lobos marinos - cisnes de cuello negro en el HRC (invierno 2018) - la relación entre la variabilidad inter anual en el Indice de depredación y abundancia de adultos y polluelos de cisnes. Los valores más altos de ese índice, ocurrieron durante los meses de invierno del período 2020 - 2023; posteriormente (2024), los valores más altos del mismo disminuyeron aproximadamente a la mitad de los valores 2020 - 2023. La disminución del Indice de depredación durante el año 2024 (y también del número de carcasas), puede entonces estar relacionado al hecho de que duarnte el año 2024, las carcasas de cisnes estuvieron primariamente representadas por los cuellos y cabezas de estas aves; en otras palabras, el grado de flotabilidad de los cisnes devorados habría dismunuído y concecuentemente, se habrían recolectado menos carcasas lo que habría resultado en valores más bajos del índice.

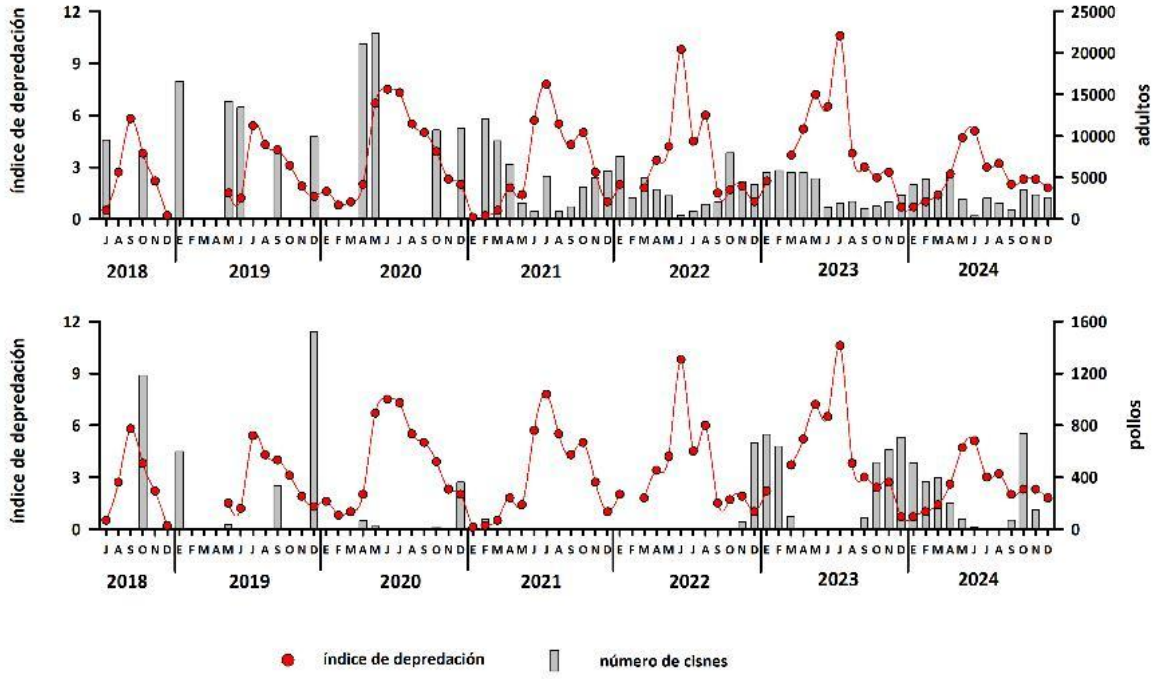


Figura 4.7.16. Variabilidad inter anual del Indice de depredación, y abundancias de adultos y pollos de cisnes en el HRC.

4.7.3. OFERTA DE PECES EN FERIA FLUVIAL DE VALDIVIA Y ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS DENTRO DEL HRC

La Figura 4.7.17, muestra la variabilidad en el número de puestos de venta de pescados en la feria fluvial de Valdivia durante los años 2023-2024. Durante ese período, el número máximo de puestos activos fluctuó entre 12 y 15, mientras que el mínimo osciló entre 4 y 6 puestos. La misma Figura muestra una tendencia estacional a la disminución en la actividad de venta de pescados, particularmente entre los meses de junio y septiembre 2023, y entre mayo y junio 2024 (Fig. 4.7.17), lo que es coincidente con el periodo de mayor pluviosidad en Valdivia.

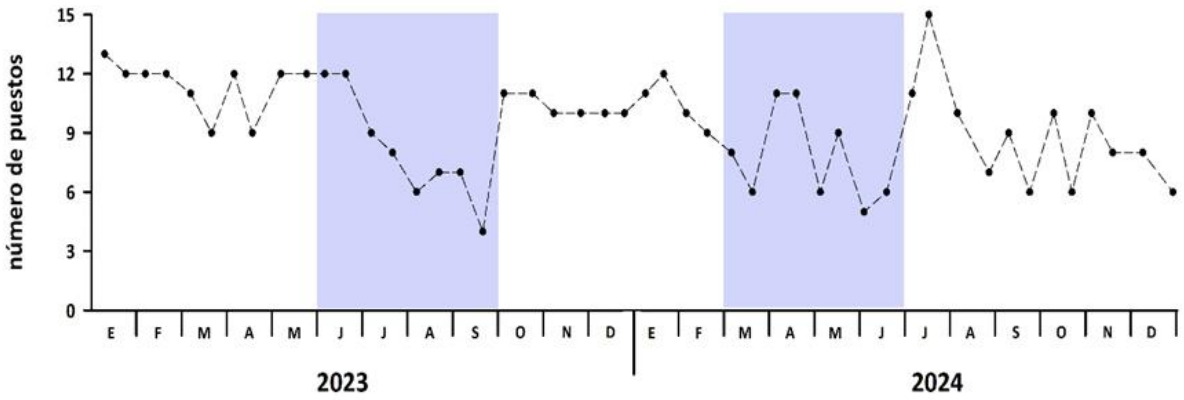


Figura 4.7.17. Variabilidad en el número de puestos de venta de pescado, en la feria fluvial de Valdivia, durante el período 2023-2024. La zona marcada con celeste, corresponde a los meses con el número más bajo de puestos activos de venta de pescado.

La Figura 4.7.18, muestra que el Índice de depredación de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro al interior del HRC durante el período 2023-2024, no muestra correlación significativa con la variabilidad del número de puestos activos de venta de pescado, en la feria fluvial de Valdivia. En otras palabras y con los datos con que se cuenta, puede concluirse que la actividad depredatoria de los lobos marinos dentro del HRC, no está relacionada al número de puestos de venta de pescado y consecuentemente, a la variabilidad en la oferta del subsidio trófico (descarte de pescado), que la feria fluvial entrega a los lobos marinos.

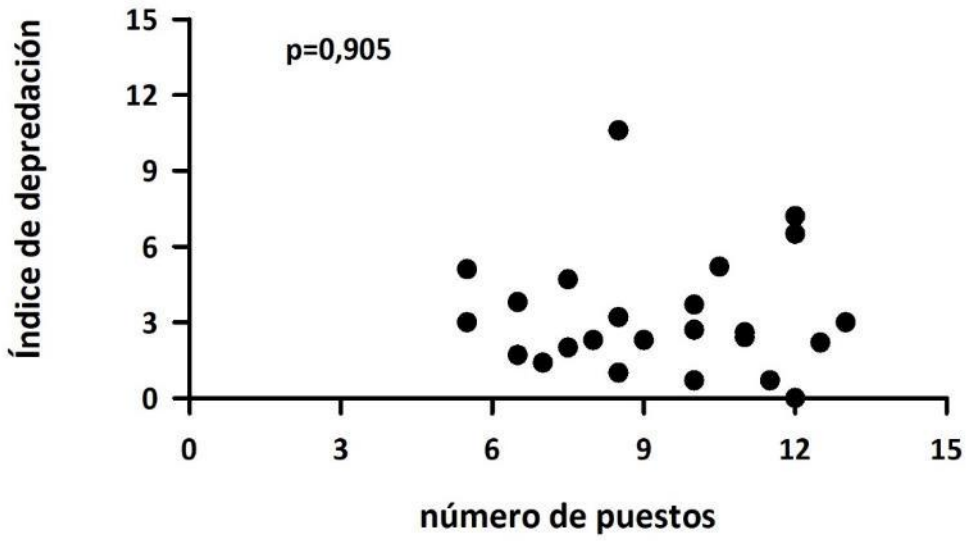


Figura 4.7.18. Relación entre el Índice de depredación de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro dentro del HRC y variabilidad del número de puestos activos de venta de pescado, en la feria fluvial de Valdivia.

La Figura 4.7.19, muestra la variación mensual en la oferta relativa (%) de las cuatro especies más comunes de pescados que se comercializan en la feria fluvial de Valdivia (período 2023-2024): Salmón, Merluza, Reineta y Sierra. Se observan algunos patrones de estacionalidad, como en la disponibilidad de Merluza, la cual baja entre julio y octubre, coincidente con periodos de reproducción o posibles períodos de veda.

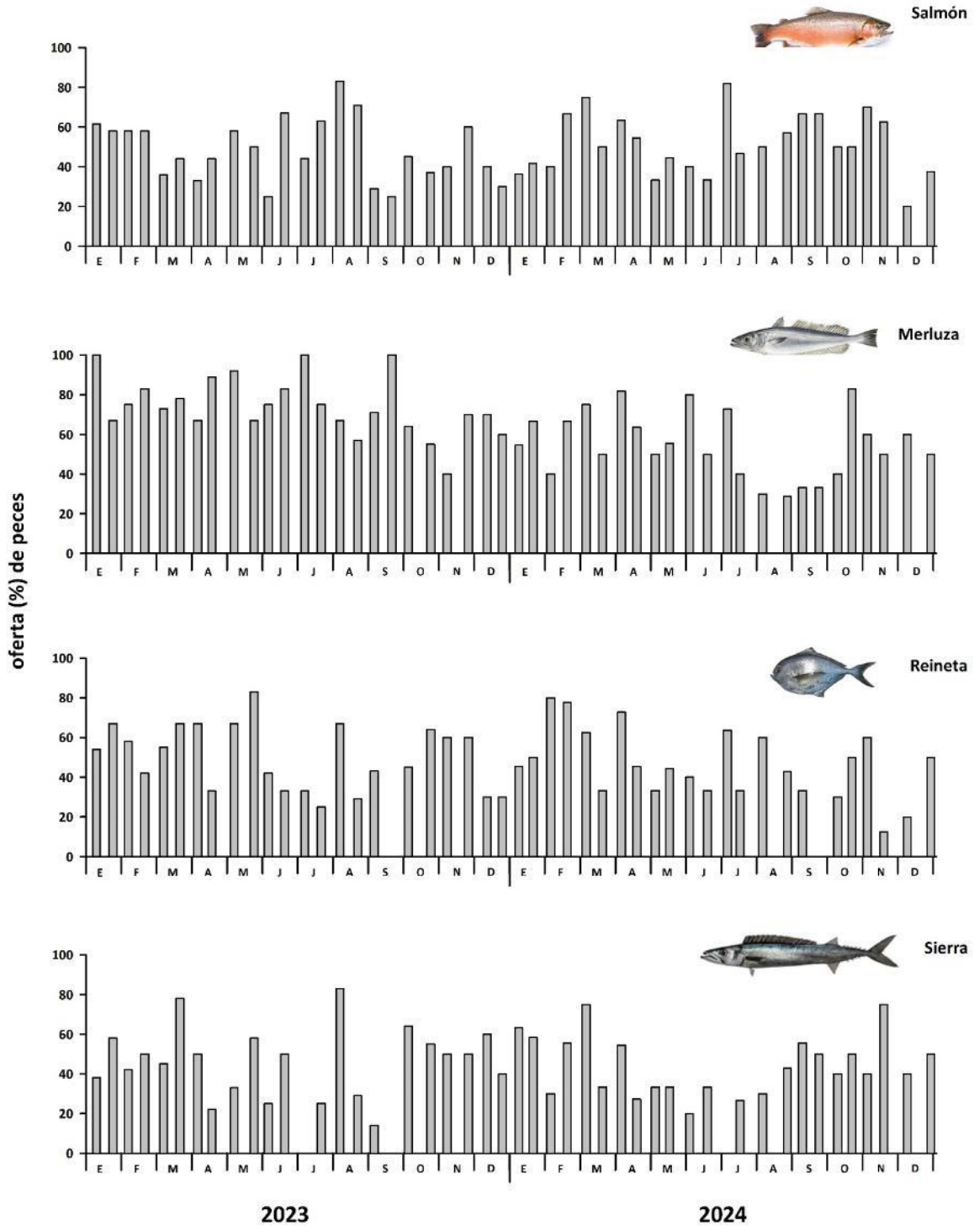


Figura 4.7.19. Variabilidad porcentual de las especies de pescados más comunes en los puestos de venta de la feria fluvial de Valdivia, durante el período 2023-2024.

Observaciones realizadas durante el año 2024, muestran que los lobos marinos que son subsidiados tróficamente por los locatarios de la feria fluvial de Valdivia, no consumen descarte de peces acorde la oferta del mismo. En otras palabras, el consumo por parte de esos mamíferos está primariamente dirigido al descarte de salmones y merluzas; no así por ejemplo del descarte de la Reineta (*cf.* Fig. 4.7.20 *v*s. 4.7.19).

Figura 4.7.20. Descarte de Reineta depositado en las escaleras de la feria fluvial de Valdivia, durante junio del año 2024 y no consumido por los lobos marinos.

CONCLUSIONES

• El Coipo ha sido el mamífero acuático con la mayor frecuencia de detecciones en el HRC. Durante el período 2015 - 2022, la mayor parte de esas detecciones ocurrieron en la parte media del humedal; por el contrario, durante los años 2023 y 2024, las detecciones fueron más altas en la parte sur del HRC. Tal cambio, podría estar relacionado a que, en la parte sur del humedal, hay mayor extensión de Totora, macrófita acuática consumida por los coipos. Alternativamente, este desplazamiento

espacial podría ser una respuesta frente al aumento en la frecuencia de tránsito de embarcaciones en los sectores medios del humedal (particularmente entre Cayumapu, Isla Rialejo y Santa Clara), lo cual habría provocado que los individuos migraran hacia zonas con menor perturbación antrópica.

• Como ha sido la tendencia desde el inicio de este Programa de Monitoreo, las observaciones de huillines se han registrado principalmente en los ríos tributarios del HRC (canal mareal Cau Cau) y las de visones en el área superior del humedal.

• Destaca la frecuencia de avistamientos no exitosos de mamíferos acuáticos durante los meses de verano. Esta situación puede estar relacionada a la expansión que ocurre durante ese período hacia el interior del humedal, de actividades turísticas y traslados vía fluvial de material y trabajadores entre sectores del humedal (por ejemplo, movimientos de barcaza entre el río Cayumapu y la Isla Rialejo). En contraste a esto, durante los meses de junio, julio y agosto, la frecuencia de observaciones de mamíferos - particularmente de coipos - ha sido mayor. Los estudios hasta ahora realizados sobre la dinámica ambiental del humedal no permiten elaborar una hipótesis plausible a lo mencionado en el párrafo anterior.

• Continua la depredación de cisnes de cuello negro, por parte de lobos marinos dentro del humedal. Entre julio 2018 y diciembre 2024, se han registrado 2.436 carcasas de cisnes de cuello negro muertos por ataque de lobos marinos. Tal número es 23,9 veces más alto que el número de cisnes encontrados muertos por causas no relacionadas a los ataques por lobos marinos.

• Los datos obtenidos, muestran que aun cuando, los ataques a los cisnes disminuyen durante la temporada estival, estos han sido continuos en el tiempo desde mayo 2019 a la fecha, con la excepción del mes de febrero de los años 2022 y 2023 y septiembre 2024.

• No se ha detectado una correlación significativa, entre los valores del índice de depredación de cisnes y la abundancia de lobos censados en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia; tampoco, entre la variabilidad estacional de ese índice y la variabilidad estacional en la oferta de descartes de pescados de la feria fluvial de

Valdivia. Sin embargo y debido a que solo se cuenta con dos años de datos sobre este tema (2023 y 2024), no se descarta la hipótesis de que la mayor depredación de cisnes por parte de lobos marinos al interior del humedal, tenga relación con la menor oferta de descarte de pescados, que usualmente ocurre en la feria fluvial de Valdivia, durante los meses de invierno.

- Se corrobora el hecho de que juveniles y subadultos son las clases etarias de lobos marinos que mayoritariamente depredan sobre los cisnes.

REFERENCIAS

Carter J, Leonard B. (2002) A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). Wildlife Society Bulletin 30:162-175

Crooks J. (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos 97(2):153-166.

Fasola L, Zucolillo P, Roesler I & JL Cabello. (2021). Carnívoro exótico: El caso del visón americano (*Neovison vison*) en América del Sur. Ediciones CAPES-UC. https://capes.cl/librillo-vison/

Guichón, M. (2003). Distribución espacial, comportamiento y estructura de poblaciones del coipo *Myocastor coypus* en la cuenca del Río Luján (Buenos Aires, Argentina). Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/

Oporto, J. (2006). Prospección del Huillín (*Lontra provocax*) en la zona media del río Cruces, Provincia de Valdivia. Corporación Terra Australis, p 31

Oporto, J. (2009). Monitoreo del Huillín (*Lontra provocax*) y su hábitat en la zona de influencia de la planta Valdivia de Celulosa Arauco y Constitución, Región de los Ríos, Chile, p 70

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48(8):607-615.

ANEXOS

Tabla 1. Avistamientos de mamíferos acuáticos en el área de estudio.

programas y campañas	número de especímenes	sectores de avistamientos
Tercer año Continuidad Programa de Monitoreo (abril 2022 – marzo 2023)		
24-25 mayo 2022	3 coipos	dos en río Tambillo y uno en río Cayumapu
29-30 junio 2022	20 coipos	uno en río La Culebra, uno en San Pedro, uno en río Cayumapu, dos en Plaza de Armas, dos en Punucapa, dos en San Ramón, uno en río Tambillo, nueve en Santa Clara & Rialejo y uno en río Santa María
25-26 julio 2022	8 coipos	uno en río Cudico, uno en Punucapa, tres en San Ramón y tres en río Tambillo
29-30 agosto 2022	13 coipos	diez en Plaza de Armas, dos en Punucapa y uno en Santa Clara & Rialejo
	1 huillín	uno en río Santa María
28-29 septiembre 2022	1 coipo	uno en río La Culebra
	1 visón	uno en río Pichoy
25-26 noviembre 2022	1 coipo	uno en río Cayumapu
	1 huillín	uno en río Cayumapu
28-29 diciembre 2022	1 coipo	uno en río Pichoy
27-28 febrero 2023	1 visón	uno en río Pichoy
	3 huillines	dos en río Pichoy y uno en río Santa María
26-27 marzo 2023	2 visones	uno en canal Cau Cau y uno en San Antonio
Segundo año Continuidad Programa de Monitoreo (abril 2021 – marzo 2022)		
14-15 mayo 2021	2 coipos	dos en río Tambillo
17-18 junio 2021	19 coipos	uno en río Pichoy, diez en Plaza de Armas, seis en río Tambillo y dos en río Santa María
25-26 julio 2021	26 coipos	uno en río La Culebra, uno en San Pedro, uno en río Pichoy, cinco en Plaza de Armas, siete en San Ramón, cuatro en río Tambillo, seis en Santa Clara y uno en río Santa María
25-26 septiembre 2021	20 coipos	uno en río La Culebra, nueve en Plaza de Armas, uno en San Ramón, dos en río Tambillo, siete en Santa Clara & Rialejo
	1 visón	uno en Fuerte San Luis

28-29 enero 2022	3 coipos	dos en río Cayumapu y uno en Santa Clara & Rialejo
	1 visón	Uno en río San José
Primer año Continuidad Programa de Monitoreo (abril 2020 – marzo 2021)		
8 – 10 abril 2020	3 coipos	dos en sector norte Vuelta La Culebra y uno en sector medio río Chorocamayo.
15 – 16 octubre 2020	4 coipos	dos en La Dehesa y dos en sector Chorocamayo
9 – 11 diciembre 2020	5 coipos	Cuatro en sector San Luis, uno en Santa María
3 – 4 febrero 2021	Sin observaciones	
Quinto año Programa de Monitoreo (abril 2019 – marzo 2020)		
06 - 08 mayo 2019	7 coipos	uno en río San Ramón, uno en río Santa María, uno en canal mareal Cau Cau y cuatro en río Cruces, al norte de Isla Rialejo.
25 – 27 junio 2019	13 coipos	uno en balsa de Isla Rialejo, dos en río Cayumapu, dos en desembocadura de río Santa Maria, tres en desembocadura de río Pichoy y cinco al norte de Isla Rialejo.
25 – 27 septiembre 2019	4 coipos	uno en Isla La Culebra, uno en río Tambillo, uno en río Chorocamayo y uno en río Cudico.
	1 huillín	uno en río Pichoy.
	1 visón	uno en río Cruces, sector San Luis.
10 – 12 diciembre 2019	4 coipos	uno río Cruces, sector San Luis, uno en sector norte de Isla Rialejo y dos en río Cruces, sector Santa María.
	1 visón	uno en río Cruces, sector San Luis.
Cuarto año Programa de Monitoreo (abril 2018 – marzo 2019)		
18 - 20 abril 2018	2 coipos	uno nadando en porción media de río Pichoy, el otro en totorales de desembocadura río Santa María.
	1 visón	posado en ribera de canal mareal Cau Cau, cercano a Jardín Botánico UACh.
17 - 19 julio 2018	11 coipos	dos en totorales de Vuelta La Culebra, dos posados sobre tronco en Isla Rialejo (letrero CONAF), tres en totorales desembocadura río San Ramón, uno en totorales interior río San Ramón, uno en totorales río Cruces, sector norte Punucapa, uno en totorales

		interior río Tambillo y uno en totorales río Cruces, sector Santa María.
02 - 05 octubre 2018	5 coipos	uno en totorales entrada río San Ramón, uno en totorales porción sur río Chorocamayo y tres en totorales río Cruces, sector San Martín.
18- 19 enero 2019	3 coipos	uno en totorales desembocadura río Cayumapu, uno en totorales porción sur río Nanihue y uno en totorales río Cruces, sector San Martín.
	2 huillines	Nadando entre praderas de *Ludwigia peploides* y Loto en sector medio de río Cayumapu.
Tercer año Programa de Monitoreo (abril 2017 - marzo 2018)		
09- 11 mayo 2017	3 coipos	en totorales río Cruces, cercanos a Isla Rialejo.
	3 visones	uno aguas arriba del río Pichoy, dos en la desembocadora del río Tambillo.
11- 13 octubre 2017	4 coipos	uno en la desembocadura del río San Ramón, cercano a Punucapa, dos cercanos a la isla Rialejo y uno aguas arriba del río Pichoy.
14-16 febrero 2018	1 coipo	río Cruces, sector Santa Maria.
	1 visón	en la desembocadora del río Santa María.
Primer año Programa de Monitoreo (abril 2016 - marzo 2017)		
28 - 30 abril 2016	2 coipos	uno en totorales cercanos a desembocadura del río Pichoy (hacia sector Plaza de Armas) y otro en totorales río San José, frente a Cuyinhue.
	1 huillín	en río Cruces, frente sector San Martín.
13 - 15 julio 2016	1 coipo	en totorales ubicados entre las desembocaduras de los ríos Pichoy y Cayumapu.
	2 huillines	uno en canal mareal Cau Cau, frente a Facultad de Medicina UACh y otro en río Pichoy, aguas abajo del puente Pichoy.
	1 visón	en río Cruces, sector San Martín.
28 - 30 noviembre 2016	1 visón	en río Cruces, aguas abajo del Fuerte San Luis.
Primer año Programa de Monitoreo (abril 2015 - marzo 2016)		
28 - 30 septiembre 2015	1 coipo	en totorales del río Cayumapu, aguas abajo del sector la isla.

	1 huillín	en río Nanihue.
	2 visones	uno en río Calle Calle, aguas arriba playa Collico y otro en el mismo río, pero aguas arriba puente Santa Elvira.
28 - 30 noviembre 2015	1 coipo	en totorales río Cruces, sector Plaza de Armas.
27 - 29 enero 2016	1 coipo	en totorales rio Cruces, cerca de Isla Rialejo.

Tabla 2. Registros de avistamientos y signos de presencia de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillin (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison)* en el área del HRC y porciones de los ríos Calle Calle y Valdivia, durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015) y los seis años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2023).

Tercer año del Programa de Continuidad Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2022 - marzo 2023)						
Sector avistamiento	**fecha**	**coordenadas**	**especies**			**observaciones**
			Coipo	**Huillín**	**visón**	
La Culebra sur	18/06/2022		X			Uno posado en totorales y uno nadando
Isla Rialejo	12/07/2022		X			Uno posado en totorales y uno nadando
Muelle Chorocamayo	15/07/2022		X			Uno posado en totorales
La Culebra sur	27/07/2022		x			Uno posado en totorales
San Antonio	20/01/2023			X		Uno nadando entre *L. peploides*
Santa Clara	21/01/2023		X			Uno posado en totorales

Segundo año del Programa de Continuidad Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2021 - marzo 2022)						
Sector avistamiento	**fecha**	**coordenadas**	**especies**			**observaciones**
			Coipo	**Huillín**	**visón**	
Río Pichoy	17/02/2022		X			Uno nadando en río
San Martín	5/03/2022				X	Uno nadando en río

Primer año del Programa de Continuidad Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2020 - marzo 2021)							
Sector avistamiento	**fecha**	**coordenadas**		**especies**			**observaciones**
		X	**Y**	**Coipo**	**Huillín**	**visón**	

Chorocamayo norte	30/05/2020	654226	5600901	X	2 posados en totorales
Isla Rialejo, costado barcaza	30/05/2020	653374	5603457	X	1 posado en totorales
norte río La Culebra	08/06/2020	649805	5599141	X	1 nadando
planicie La Dehesa	08/06/2020	649919	5600165	X	1 posado en planicie
Tres Bocas	08/06/2020	650845	5601333	X	1 posado en totorales
Chorocamayo sur	08/06/2020	651528	5600895	X	1 posado en totorales
balsa Isla Rialejo	08/06/2020	654077	5603592	X	2 posados en balsa
río Cruces, vega camarones	08/06/2020	652557	5602139	X	2 posado en totorales
norte Tres Bocas	08/06/2020	651252	5601576	X	4 posados en totorales
Salida norte río La Culebra	12/06/2020	649909	5600686	X	1 posado en totorales
La Dehesa	17/06/2020	650063	5598752	X	1 caminando en muelle
Chorocamayo norte	17/06/2020	653626	5600586	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	17/06/2020	654450	5603721	X	4 posados en totorales
Salida norte río La Culebra	19/06/2020	649917	5600576	X	1 posado en totorales
muelle viejo Chorocamayo	19/06/2020	653963	5600805	X	1 posado en muelle
río Cruces, norte Isla Rialejo	19/06/2020	654519	5603777	X	9 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	19/06/2020	654077	5603592	X	1 posado en totorales
río Cruces, vega camarones	19/06/2020	652557	5602139	X	2 posados en totorales
río Tambillo	19/06/2020	650862	5601708	X	4 posado en totorales
San Pedro	19/06/2020	649993	5601132	X	1 nadando, 1 posado en totorales
San Ramón	19/06/2020	648792	5599642	X	5 posados en totorales
río La Culebra sur	22/06/2020	649988	5597054	X	1 posado en totorales
río La Culebra norte	22/06/2020	649854	5599907	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	22/06/2020	654519	5603777	X	7 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	22/06/2020	654077	5603592	X	1 posado sobre la balsa
Isla Rialejo, costado barcaza	22/06/2020	653374	5603457	X	1 posado en totorales
río Cruces, San Pedro	22/06/2020	649976	5601124	X	8 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	25/06/2020	654519	5603777	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	01/07/2020	654519	5603777	X	2 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	01/07/2020	654077	5603592	X	3 posados sobre la balsa

río Cruces, vega camarones	01/07/2020	652557	5602139	X			2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	10/07/2020	654519	5603777	X			7 posados en totorales
sur río La Culebra	31/07/2020	649961	5597061	X			1 posado en totorales
Chorocamayo sur	31/07/2020	652367	5600609	X			1 posado en totorales
desembocadura río Pichoy	31/07/2020	656049	5602816	X			1 nadando rumbo a totorales
Tres Bocas	31/07/2020	651013	5601451	X			2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	26/08/2020	654519	5603777	X			2 posados en totorales
desembocadura río Nanihue	04/02/2021	657661	5608191	X			1 nadando rumbo a totorales
Chorocamayo sur	09/02/2021	652367	5600609	X			1 nadando rumbo a totorales
río Cruces, San Pedro	01/03/2021	650272	5601072		X		Nadando entre praderas de Lucens
río Cruces, norte Isla Rialejo	05/03/2021	654519	5603777	X			1 nadando
Punucapa	05/03/2021	648936	5597734	X			1 nadando
río Cruces, vega camarones	12/03/2021	652557	5602139	X			1 posado en totorales
San Antonio	02/04/2021	657153	5606770	X			1 nadando rumbo a totorales

Quinto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2019 - marzo 2020)

Sector avistamiento	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	Coipo	Huillín	visón	
río Chorocamayo	13/05/2019	653153	5600683	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	15/06/2019	655668	5603214	X			5 individuos entre totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	15/06/2019	654491	5603789	X			1 posado sobre letrero CONAF
río Cruces, Santa María	15/06/2019	656232	5607026	X			1 posado en totorales
río Cruces, sector San Luis	15/06/2019	658740	5614469	X			1 nadando
desembocadura río Pichoy	15/06/2019	656924	5603332	X			3 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	26/06/2019	654432	5603856	X			5 posados en totorales
río Cruces, sector Santa Clara	26/06/2019	653003	5602621	X			4 posados en totorales
sector sur Isla Rialejo	26/06/2019	653502	5603457	X			1 costado barcaza
desembocadura río Pichoy	02/07/2019	657232	5603806	X			4 posados en totorales
río San Ramón	02/07/2019	648449	5599818	X			6 posados en totorales del río
vega Santa Clara	03/07/2019	652546	5602104	X			2 posados en totorales
sector norte Isla Rialejo	03/07/2019	654491	5603789	X			2 posados en totorales

río Chorocamayo	03/07/2019	652309	5600745	X	1 nadando
entrada río Tambillo	10/07/2019	651030	5601882	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	10/07/2019	654476	5603737	X	3 posados en totorales
río Chorocamayo	10/07/2019	654193	5601104	X	1 posado en totorales
río San Ramón	10/07/2019	648174	5599966	X	2 posados en totorales
planicie La Dehesa	15/07/2019	649896	5599397	X	1 caminando
norte Vuelta La Culebra	15/07/2019	649798	5600480	X	2 posados en totorales
entrada río Tambillo	15/07/2019	651030	5601882	X	5 posados en totorales
río San Ramón	15/07/2019	648174	5599966	X	3 posados en totorales
vega Santa Clara	06/08/2019	652546	5602104	X	1 nadando
balsa Isla Rialejo	06/08/2019	653781	5603566	X	1 posado en la balsa
río San Ramón	06/08/2019	648174	5599966	X	5 posados en totorales
muelle río Chorocamayo	08/08/2019	654135	5600881	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	08/08/2019	654476	5603737	X	2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	08/08/2019	654491	5603789	X	5 posados en totorales
río Cruces, Tres Bocas	13/08/2019	650966	5601359	X	4 posados en totorales
río Cruces, sector San Pedro	13/08/2019	650293	5600928	X	1 nadando
río San Ramón	13/08/2019	647789	5600264	X	9 posados sobre totorales
muelle río Chorocamayo	15/08/2019	654135	5600881	X	1 posado en totorales
río San Ramón	15/08/2019	647789	5600264	X	3 posados en totorales
norte Vuelta La Culebra	27/08/2019	650029	5600889	X	5 posados en totorales
río Cruces, sector San Pedro	27/08/2019	650293	5600928	X	5 posados en totorales
río Cruces, Tres Bocas	27/08/2019	650966	5601359	X	1 nadando
río Chorocamayo sur	27/08/2019	651213	5601331	X	1 posado en totorales
río Chorocamayo centro	27/08/2019	652148	5600936	X	1 posado en totorales
norte Vuelta La Culebra	29/08/2019	650029	5600889	X	1 nadando
Isla Rialejo	29/08/2019	653880	5603460	X	1 posado sobre la balsa
río Tambillo	31/08/2019	650916	5602863	X	1 posado en totorales
río Chorocamayo	31/08/2019	654434	5601093	X	3 posados sobre totorales
río Cruces, sector San Pedro	31/08/2019	650293	5600928	X	1 nadando
río Tambillo	12/09/2019	650831	5602427	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	12/09/2019	654476	5603737	X	3 posados en totorales

río Chorocamayo medio	12/09/2019	653109	5600649	X			1 posado en totorales
río San Ramón	12/09/2019	648174	5599966	X			2 posados sobre totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	14/09/2019	654439	5603732	X			12 posados sobre totorales
río Tambillo	14/09/2019	650966	5602340	X			2 posados sobre totorales
muelle río Chorocamayo	16/09/2019	654135	5600881	X			1 posado en muelle
río Cruces, sector San Ramón	16/09/2019	649092	5599636	X			1 posado en totorales
Vuelta La Culebra	28/09/2019	649794	5599313	X			3 posados en totorales
río Cruces, sector Punucapa	28/09/2019	648847	5598318	X			1 nadando
Isla Rialejo	01/10/2019	653880	5603460	X			1 posado sobre la balsa
río Chorocamayo	05/10/2019	654085	5600930	X			1 posado en totorales
Vuelta La Culebra	08/10/2019	649911	5598028	X			2 posados en totorales
vega camarones Santa Clara	28/11/2019	652546	5602104	X			1 posado en totorales
Isla La Culebra	31/01/2020	649839	5598742			X	1 caminando sobre totora
Isla Rialejo	31/01/2020	653880	5603460	X			1 caminando costado barcaza

Cuarto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2018 - marzo 2019)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	coipo	huillín	visón	
río Pichoy	21/06/2018	657027	5603480	X			1 individuo entre totorales
río Santa María	11/07/2018	654659	5604562	X			1 individuo entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	11/07/2018	654453	5603715	X			5 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	11/07/2018	653353	5603424	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Santa Clara	11/07/2018	652868	5602128	X			2 individuos entre totorales
río Cruces, Tres Bocas	11/07/2018	651198	5601557	X			2 individuos entre totorales
río Tambillo	21/07/2018	650899	5602218	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	21/07/2018	654490	5603703	X			7 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	21/07/2018	653455	5603414	X			2 individuos entre totorales
río Cruces, sector Punucapa	21/07/2018	648688	5599227	X			4 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martin	21/07/2018	656417	5608399	X			2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	23/07/2018	654442	5603644	X			3 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	23/07/2018	654155	5603576	X			2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	23/07/2018	653349	5603419	X			1 individuo sobre troncos
río Cruces, sector Santa Clara	23/07/2018	652704	5602189	X			1 individuo en totorales

río Cruces, sector Isla Rialejo	23/07/2018	654656	5604010	X		1 individuo sobre troncos
río Cruces, sector Santa María	01/08/2018	655933	5605707	X		1 individuo en totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	01/08/2018	654200	5603544	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector Santa Clara	01/08/2018	652949	5602179	X		1 individuo en totorales
Canal mareal Cau Cau	27/08/2018	649684	5592829		X	1 individuo en la ribera
río Chorocamayo	27/08/2018	655123	5602844	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	27/08/2018	654448	5603645	X		10 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	27/08/2018	654003	5603597	X		4 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	27/08/2018	656040	5607883	X		1 individuo en totorales
río Pichoy	27/08/2018	657061	5603534	X		1 individuo en totorales
Vuelta La Culebra	06/09/2018	649897	5599296	X		3 individuos entre totorales
Vuelta La Culebra	24/09/2018	649885	5600014	X		6 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Pedro	24/09/2018	651464	5601675	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, sector Santa María	24/09/2018	655135	5605199	X		5 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	24/09/2018	654404	5603613	X		1 individuo en totorales
río Tambillo	24/09/2018	651005	5602116	X		1 individuo en totorales
Vuelta La Culebra	25/09/2018	649962	5597757	X		3 individuos entre totorales
río Tambillo	25/09/2018	651005	5602116	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	25/09/2018	653325	5603147	X		1 individuo en totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	25/09/2018	653943	5603606	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	25/09/2018	654590	5603909	X		10 individuos entre totorales
río Chorocamayo	25/09/2018	653740	5600645	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	26/09/2018	654540	5600645	X		9 individuos entre totorales
río Cruces, sector Santa Clara	27/09/2018	653065	5602415	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	27/09/2018	653943	5603606	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	27/09/2018	654540	5603799	X		5 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	27/09/2018	656213	5607646	X		2 individuos entre totorales
sector Isla La Culebra	27/09/2018	649918	5598800	X		4 individuos entre totorales
río Cruces, sector Punucapa	27/09/2018	648590	5598944	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector Tres Bocas	29/09/2018	650875	5601442	X		2 individuos entre totorales
río Chorocamayo	29/09/2018	652865	5600616	X		3 individuos entre totorales
río Cruces, sector Punucapa	29/09/2018	648696	5598402	X		2 individuos entre totorales

río Cruces, Isla Rialejo sur	03/10/2018	653353	5603424	X			1 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	03/10/2018	654540	5603799	X			6 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	03/10/2018	656213	5607646	X			3 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Pedro	05/10/2018	651464	5601675	X			1 individuo en totorales
río San Ramón	09/10/2018	647950	5600012	X			1 individuo en totorales
sector río Mocho	09/10/2018	653651	5601264	X			4 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	09/10/2018	654404	5603613	X			6 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	09/10/2018	653943	5603606	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	09/10/2018	653353	5603424	X			2 individuos entre totorales
sector Isla La Culebra	11/10/2018	649918	5598800	X			1 individuo en totorales
río Tambillo	11/10/2018	650966	5602136	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	11/10/2018	654540	5603799	X			3 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	22/10/2018	654448	5603645	X			4 individuos entre totorales
Canal mareal Cau Cau	22/10/2018	649056	5595159	X			1 individuo en totorales
río Cruces, sector San Pedro	23/10/2018	649981	5600993	X			1 individuo en totorales
río Cruces, sector Tres Bocas	24/10/2018	650828	5601230	X			1 individuo en totorales
río Cruces, sector San Martín	24/10/2018	656119	5606357	X			3 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Pedro	05/11/2018	650438	5601102	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	07/11/2018	654448	5603645	X			5 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	29/01/2019	656107	5606406	X			1 individuo en totorales

Tercer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2017 - marzo 2018)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	coipo	huillín	visón	
sector San Ramón	02/05/2017	648759	5599692	X			tres individuos en totorales
desembocadura río Cudico-Nanihue	22/05/2017	657006	5607773	X			seis individuos entre totorales
sector San Martín	21/09/2017	656254	5607590	X			cinco individuos cercanos al muelle hualamo
sector San Martín	28/09/2017	656210	5607681	X			un individuo cercano al muelle hualamo
sector Cayumapu	07/10/2017	656461	5600550	X			dos individuos cruzando el río
sector San Martín	12/10/2017	655286	5605337	X			un individuo sobre balsa tronco
rio Cruces- Rialejo	15/12/2017	654074	5603618	X			un individuo en balsa rialejo

sector San Martín	01/01/2018	656187	5607774	X			un individuo sobre tronco

Segundo año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2016 - marzo 2017)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	coipo	huillín	visón	
río Calle Calle, sector Quita calzón	01/04/16	655360	5594723			X	un individuo corriendo por la ribera
río Cruces, sector planicies Punucapa	01/04/16	649246	5596441		X		un individuo en el agua
río San Ramón, sector muelle	01/04/16	648443	5600007			X	fecas frescas
río Cruces, sector península San Ramón	01/04/16	649436	5600438			X	fecas frescas
río Cruces, sector Isla Teja	18/04/16	647595	5594501		X		letrinas frescas
canal mareal Cau Cau, sector baliza ARMADA de Chile	25/04/16	648670	5594734			X	fecas y huellas frescas, playa de arena
río Cruces, sector Carriquilda	05/05/16	667372	5620523		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector planicies Punucapa	10/05/16	648559	5595558		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector baliza Punucapa	01/06/06	649047	5597550		X		fecas frescas
río Cruces, sector totoral Punucapa	01/06/16	649316	5597530	X			un individuo en el agua
río Calle Calle, sector urbano Collico	21/07/16	653195	5592294			X	un individuo en muelle viejo
canal mareal Cau Cau, entrada marina J. Brieva	21/07/16	650149	5592393		X		un individuo en el agua
canal mareal Cau Cau, interior marina J. Brieva	21/07/16	650214	5592484			X	un individuo en el muelle
río Cruces, muelle La Dehesa	21/07/16	650081	5598745			X	fecas frescas
entrada río Pichoy	21/07/16	655916	5602715	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector Santa María	21/07/16	656068	5608770		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector planicie San Luis	21/07/16	658031	5613389	X			huellas y comederos frescos
río Cruces, sector Isla Rialejo	09/11/16	653146	5602827	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector totoral Isla Rialejo	09/11/16	654155	5602558	X			comederos

salida río Cayumapu hacia río Pichoy	09/11/16	655409	5602081	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector San Martin	09/11/16	655754	5609785		X		un individuo en el agua
río San José	09/11/16	660726	5617327	X			un individuo en el agua
río Cruces, muelle viejo sector Santa María	09/11/16	656032	5608692			X	fecas frescas
canal mareal Cau Cau, entrada marina J. Brieva	29/12/16	650113	5592413			X	un individuo en el agua
entre desembocaduras ríos Cayumapu y Pichoy	29/12/16	655517	5602208		X		un individuo en el agua
sector Plaza de Armas, entrada río Pichoy	24/01/17	656951	5603404	X			Individuo comiendo sector totoras
sector planicie San Luis	24/01/17	657888	5613225			X	un individuo en el agua

Primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2016)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	Coipo	Huillín	visón	
río Cruces, sector Carriquilda	08/04/15	667373	5620511		X		un individuo en el agua
canal mareal Cau Cau	15/04/15	650214	5592490			X	muelle, marina Jesús Brieva
canal mareal Cau Cau, sector baliza ARMADA de Chile	21/04/15	648635	5594726			X	fecas y huellas frescas, playa de arena
río Cruces, sector Isla Teja	21/04/15	647772	5594769		X		letrinas en buen estado y frescas
río Cruces, sector Península San Ramón	22/04/15	649516	5600512			X	fecas frescas
río Cruces, sector Punucapa (baliza)	13/05/15	649068	5597518		X		un individuo en el agua
río Cayumapu, sector interior.	13/05/15	658010	5599957	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector San Martín	29/09/15	656084	5608684		X		un individuo en el agua
río Cayumapu, sector interior	29/09/15	658233	5600086	X			un individuo en el agua
río Calle Calle, sector urbano	28/09/15	653161	5592448			X	un individuo alimentándose
río Calle Calle, sector urbano	28/09/15	654120	5594318			X	un individuo corriendo por la ribera
río Cruces sector Plaza de Armas	19/11/15	655551	5605284	X			un individuo en el agua
río Nanihue, sector interior	19/11/15	658460	5610224		X		un individuo en el agua
río Tambillo, sector interior	07/01/16	650811	5602606			X	un individuo en el agua

río Cruces, sector Isla Rialejo	19/01/16	653200	5602981	X			un individuo en el agua

Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	Coipo	Huillín	visón	
río Cruces, sector Ciruelos	07/04/14	687860	5622468		X		fecas frescas
río Cruces, San Luis	14/04/14	658770	5614409			X	fecas frescas
canal mareal Cau Cau	09/04/14	650214	5592490			X	muelle, marina Jesús Brieva
canal mareal Cau- Cau	09/04/14	647779	5594774		X		letrinas en buen estado y frescas
río Pichoy	11/04/14	662677	5605173		X		letrinas en buen estado y frescas
río Cruces, sector La Dehesa.	20/04/14	650059	5598753				fecas frescas
río Cruces, sector Punucapa	29/05/14	649098	5596161		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector Punucapa	15/07/14	648710	5595837		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	648959	5597732		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	648973	5597704			X	fecas frescas
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	649027	5597548		X		fecas frescas y antiguas
río San Ramón	28/10/14	648431	5599994			X	fecas frescas
río Cruces, sector San Ramón	28/10/14	649415	5600396			X	fecas frescas
río Cayumapu	04/11/14	655423	5601330			X	fecas frescas
río Cayumapu	05/11/14	659018	5600192	X			Individuo capturado en trampa
río Pichoy	13/11/14	659654	5603185			X	fecas frescas
río Cruces, sector Fuerte San Luis	19/11/14	659386	5614643	X			comederos y madrigueras
río Cruces, sector Plaza de Armas	19/11/14	656221	5605814	X			comederos frescos.
río Cruces, sector Isla Rialejo	19/11/14	654551	5602891	X			comederos frescos
río Cruces, sector Isla Rialejo	19/11/14	653565	5602457	X			comederos y madrigueras
río Tambillo	02/12/14	650961	5603343			X	fecas frescas
río Cruces, sector San Martin	10/12/14	655776	5609604		X		un individuo en el agua
San Martin	10/12/14	655764	5610122		X		un individuo en el agua
sector tres Bocas, río Tambillo	14/12/14	651020	5602212	X			un individuo entre totoras

5. EQUIPO DE TRABAJO (no se incluyen asistentes de laboratorio y terreno)

Dr. Eduardo Jaramillo, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Director del Programa.

Dr. Marco Salamanca, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. Investigador Asociado.

Dr. Fabio Labra, Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático, Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Santiago. Investigador Asociado.

Dr. Pablo Fierro, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador Asociado.

Dr. Leonardo Bacigalupe, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador Asociado.

Dr. Enrique Paredes, Instituto de Patología Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. Investigador Asociado.

Lic. En Bio.Mar. Cesar Barrales, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Asistente de Investigación.

M.Sc. Marcia González, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Asistente de Investigación.

Dr. Aldo Hernández, Centro de Investigación en Recursos Naturales Holon SpA. Análisis Multivariados.

Dr. Marcos Moreno, Departamento de Ingeniería Estructural y Geotécnica, Pontificia Universidad Católica de Chile. Investigador Asociado.

Dr. Juan Carlos Báez, Centro Sismológico Nacional, Universidad de Chile.