PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

GENERACIÓN DE INFORMACIÓN BIOLÓGICA E HIDRO AMBIENTAL PARA LA PLANIFICACIÓN INTEGRAL DEL USO Y CONSERVACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS CHICO Y CHALIA

INFORME FINAL

TOMO III - Recursos hídricos de superficie

Almonacid L., Diaz Boris D., Clarke R., Vettese E., Casalinuovo M.A., Acuña A., Devetac L., Zapata M.I., Castro F., Bertoni O., Quiroga J.

JULIO, 2022

FUNDACION UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (F.U.N.P.A)

Unidad de Vinculación Tecnológica

AUTORIDADES CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

Secretario General

Lic. Ignacio Lamothe

AUTORIDADES PROVINCIALES PROVINCIA DE SANTA CRUZ

Sra. Gobernadora

Dra. Alicia Margarita Kirchner

Representante alterno ante el CFI

Subdirector de Casa de Santa Cruz

C.P.N. Andrés La Blunda

RESPONSABLES DE PROYECTO

Responsable de la Contraparte Provincia de Santa Cruz

Secretaría de Estado de Ambiente de la Provincia de Santa Cruz

Ing. Mariano Bertinat

Responsable Operativo de la Contraparte Provincia de Santa Cruz

Min. de la Producción, Comercio e Industria- Delegación Casa Santa Cruz

Sr. Pablo Linari

Responsable de la Unidad de Vinculación Tecnológica – Fundación Universidad Nacional de la Patagonia Austral

Ing. Aníbal Billoni

Rodolfo Pallero

Coordinador del Proyecto

Ing. R.N.R. Leandro Almonacid

Coordinadora de la Contraparte CFI

Ing. Agr. Mónica Yanina Barragué

PROYECTO

"GENERACIÓN DE INFORMACIÓN BIOLÓGICA E HIDRO AMBIENTAL PARA LA PLANIFICACIÓN INTEGRAL DEL USO Y CONSERVACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS CHICO Y CHALIA"

INFORME FINAL

TOMO III

Recursos Hídricos de Superficie

FUNDACION UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (F.U.N.PA)

Unidad de Vinculación Tecnológica

Coordinador General

Ing. R.N.R. Leandro Almonacid

Responsables Sectoriales:

Mg. Sci. Ing. For. Boris Gastón Diaz

Lic. Biól. Miguel Casalinuovo

Dr. Adrián Acuña

Responsables Territoriales:

Ing. Leandro Almonacid

Mg. Sci. Lic. Biól. Rodrigo Clarke

Estudiante Avanzado I.R.N.R. Lautaro Ian Devetac

Geol. Inés Zapata

Téc. Fernando Castro

Dr. Evangelina Vettese

Dr. Ernesto Haggi

Bioq. Ornella Bertoni

Ing. Qco. Jonathan Quiroga

ÍNDICE GENERAL

RESULTADOS Y DISCUSIÓN 9
La región de los lagos Strobel, Quirogas y Cardiel 9
Región del río Chalía 38
Región del río Chico superior e inferior 54
Aptitud para el consumo animal 83
Calidad para la irrigación 87
Calidad para el consumo humano 91
Calidad ambiental del agua 94
CONCLUSIONES 99
RECOMENDACIONES 102
BIBLIOGRAFIA 104
ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales y destinadas a irrigación 114
ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo 116
ANEXO III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales 119
ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores 122
ANEXO V: Valores de referencia de calidad de agua para consumo animal 125

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación y distribución de elevaciones en la Subregión Hidrográfica de los lagos Strobel y Cardiel. 9
Figura 2. Dinámica de tirantes registrados y reconstruídos en el lago Strobel, para el largo plazo. 14
Figura 3. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas anuales para el período normal 1995-2014. 16
Figura 4. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas estacionales para el período normal 1995-2014. 17
Figura 5. Balance hídrico entre lluvias estacionales promedio, evapotranspiración de referencia y desvíos respectivos, para la SH1401. 19
Figura 6. Ubicación de puntos de muestreo de aguas en cursos y cuerpos de superficie de la SH1401. 20
Figura 7. Rangos de pH promedio y sus desvíos en diferentes cuerpos de agua de la Meseta del Lago Strobel. 22
Figura 8. Rangos de CE_E promedio y sus desvíos respectivos en diferentes cuerpos de agua de la Meseta del Lago Strobel. 23
Figura 9. Ubicación y distribución de elevaciones en la Subregión Hidrográfica del río Sheuen o Chalía (SH1403). 39
Figura 10. Tendencia reciente de la producción anual de agua del río Chalía, determinado en la sección 2827 del Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina. 42
Figura 11. Tendencia reciente de la producción estacional de aguas del río Chalía, determinado en la sección 2827 del Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina. 43
Figura 12. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas anuales para el período normal 1995-2014 en la SH1403 del río Chalía. 44

Figura 13. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas estacionales para el período normal 1995-2014 en la SH1403.. 47
Figura 14. Modelo grillado de tendencias porcentuales de precipitaciones medias anuales de largo plazo (36 años entre 1995 – 2021), calculado a partir de registros normales 48
Figura 15. Balance hídrico entre lluvias estacionales promedio, evapotranspiración de referencia y desvíos respectivos, para la SH1403. 48
Figura 16. Dinámica del pH a lo largo del recorrido del río Chalía, en 3 sitios de control durante campañas de monitoreo de primavera y verano tardío..... 49
Figura 17. Ubicación y distribución de elevaciones en las Subregiones Hidrográficas del río Chico superior (SH1402) e inferior (SH1404)..... 55
Figura 18. Ubicación y distribución de cuencas en la zona alta, de recarga, de la SH1402 del río Chico Superior. 57
Figura 19. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas anuales para el período normal 1995-2014 en las SH1404 y SH1402, y cuencas componentes. 60
Figura 20. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas estacionales para el período normal 1995-2014 en las SH1402 y SH1404 61
Figura 21. Balance hídrico entre lluvias estacionales promedio, evapotranspiración potencial y desvíos respectivos, para las SH1402 y SH1404. 63
Figura 22. Tendencia reciente de la producción anual de caudales del río Chico en su tramo medio (localidad de Gobernador Gregores), determinado en la sección 2837 del Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina..... 65
Figura 23. Tendencia reciente de la producción estacional de aguas del río Chico, determinado en su tramo medio, en la sección 2837 del Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina 66
Figura 24. Distribución estacional de caudales en el río Chico, medidos en la sección SNIH 2836 promedio de la serie temporal disponible 2016–2022..... 67
Figura 25. Tendencia reciente de la producción anual de caudales del río Chico en su tramo final (RN3), determinado en la sección 2836 del Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina) 68
Figura 26. Tendencia reciente de la producción estacional de aguas del río Chico, determinado en su tramo final, en la sección 2836 del Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina. 68
Figura 27. Dinámica espacial de la conductividad eléctrica estandarizada (CE_E) de aguas del río Chico entre su confluencia con el río Belgrano y hasta la desembocadura en el estuario del río Santa Cruz, en RN3. 72
Figura 28. Diagrama de Wilcox para la clasificación de la aptitud de aguas para la irrigación a partir de la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de Sodio.... 89
Figura 29. Diagrama log de Wilcox para la clasificación de la aptitud de aguas para la irrigación a partir del porcentaje de Sodio intercambiable y la conductividad eléctrica.90

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ocurrencia de agua en cuerpos de la Subregión Hidrográfica (SH1401), en el período de 30 años 1984-2020. 12

Tabla 2.Categorías del comportamiento transicional (intraanual) de las superficies de lagos y lagunas en la SH1401 y su representatividad porcentual promedio entre extremos temporales de la serie de registros disponibles 1984 – 2020. 13
Tabla 3.Estadísticos modelizados de lluvias para la SH1401 desde el inicio de registros regionales en 1995 hasta 2021, a partir de bases de datos grilladas..... 18
Tabla 4. Parámetros pH, Conductividad Eléctrica Estandarizada y concentración de Sólidos Totales Disueltos para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1401 del lago Strobel. 23
Tabla 5. Parámetros Sólidos Totales Suspendidos, Alcalinidad y Dureza de $CaCO_3$ para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1401 del lago Strobel. 27
Tabla 6. Cationes más importantes presentes en aguas de la SH1401, en diferentes momentos del año. 29
Tabla 7. Aniones más importantes presentes en aguas de la SH1401, en diferentes momentos del año. 31
Tabla 8. Parámetros relacionados con Materia Orgánica presente, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Oxígeno Disuelto para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1401 del lago Strobel. 32
Tabla 9. Categorías del comportamiento transicional (intraanual) de las superficies de lagos y lagunas en la SH1403 y su representatividad porcentual promedio entre extremos temporales de la serie de registros disponibles 1984 – 2020.. 40
Tabla 10. Estadísticos modelizados de lluvias para la SH1403 desde el inicio de registros regionales en 1995 hasta 2021, a partir de bases de datos grilladas..... 45
Tabla 11. Parámetros pH, Conductividad Eléctrica Estandarizada y concentración de Sólidos Totales Disueltos para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 (río Chico Superior) y SH1404 (río Chico Inferior). 50
Tabla 12. Parámetros Sólidos Totales Suspendidos, Alcalinidad y Dureza de $CaCO_3$ para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1403 del río Chalía. 50
Tabla 13. Cationes más importantes presentes en aguas de la SH1403, en diferentes momentos del año. 52
Tabla 14. Aniones más importantes presentes en aguas de la SH1403, en diferentes momentos del año. 53
Tabla 15. Ocurrencia de agua en cuerpos de las SH1402 y SH1404, en el período de 30 años 1984-2020..... 57
Tabla 16. Categorías del comportamiento transicional (intra anual) de las superficies de lagos y lagunas en la SH1402 y SH1404,1 y su representatividad porcentual promedio entre extremos temporales de la serie de registros disponibles 1984 – 2020. 59
Tabla 17. Estadísticos modelizados de lluvias para las SH1402 y SH1404, desde el inicio de registros regionales en 1995 hasta 2021, a partir de bases de datos grilladas. 62
Tabla 18. Parámetros pH, Conductividad Eléctrica Estandarizada y concentración de Sólidos Totales Disueltos para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 y SH04 del río Chico superior e inferior, respectivamente. 71
Tabla 19. Parámetros Sólidos Totales Suspendidos, Alcalinidad y Dureza de $CaCO_3$ para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 y SH1404. 74
Tabla 20. Cationes más importantes presentes en aguas de las SH1402 y SH1404 en diferentes momentos del año. 76
Tabla 21. Aniones más importantes presentes en aguas de las SH1402 y SH1404, en diferentes momentos del año. 78

Tabla 22. Parámetros relacionados con Materia Orgánica presente, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Oxígeno Disuelto para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 y SH1404 del río Chico. 80
Tabla 23. Umbrales de tolerancia del ganado a diferentes valores de Conductividad Eléctrica Específica 86
Tabla 24. Síntesis de parámetros de conductividad y rangos de evaluación según riesgo para la irrigación. 88
Tabla 25. Clasificación de las aguas de cuerpos y cursos de la RH14 durante las campañas de primavera de 2021 y verano de 2022, según su dureza promedio de $CaCO_3$..... 93

1. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.1. La región de los lagos Strobel, Quirogas y Cardiel

1.1.1. Hidrografía e hidrología de superficie. La subregión hidrográfica de los lagos Strobel y Cardiel, identificada como SH1401 por Diaz y otros (2021), consiste en un territorio mediterráneo elevado, ubicado en la zona central de la RH14 de 7.724,5 km^2, con una cota promedio de 829,5 msnm, estimativamente unos 90 m por sobre el nivel medio del valle del río Chico cerca de sus nacientes (al oeste de esta SH) y unos 409 m por sobre el nivel del valle, en la RN40 a la altura del lago Cardiel. Su drenaje es preponderantemente endorreico (96,7% de la SH), y cuya red hidrográfica se compone mayormente de numerosas y pequeñas depresiones dispersas, con la excepción de las redes asociadas al lago Strobel y al lago Cardiel (Figura 1). Una pequeña porción de territorio al noroeste de la distribución, con centro en los lagos Quiroga Grande y Quiroga Chico, de 253,6 km^2 presenta un drenaje exorreico, tributando aguas al río Capitán y, luego, al río Chico.

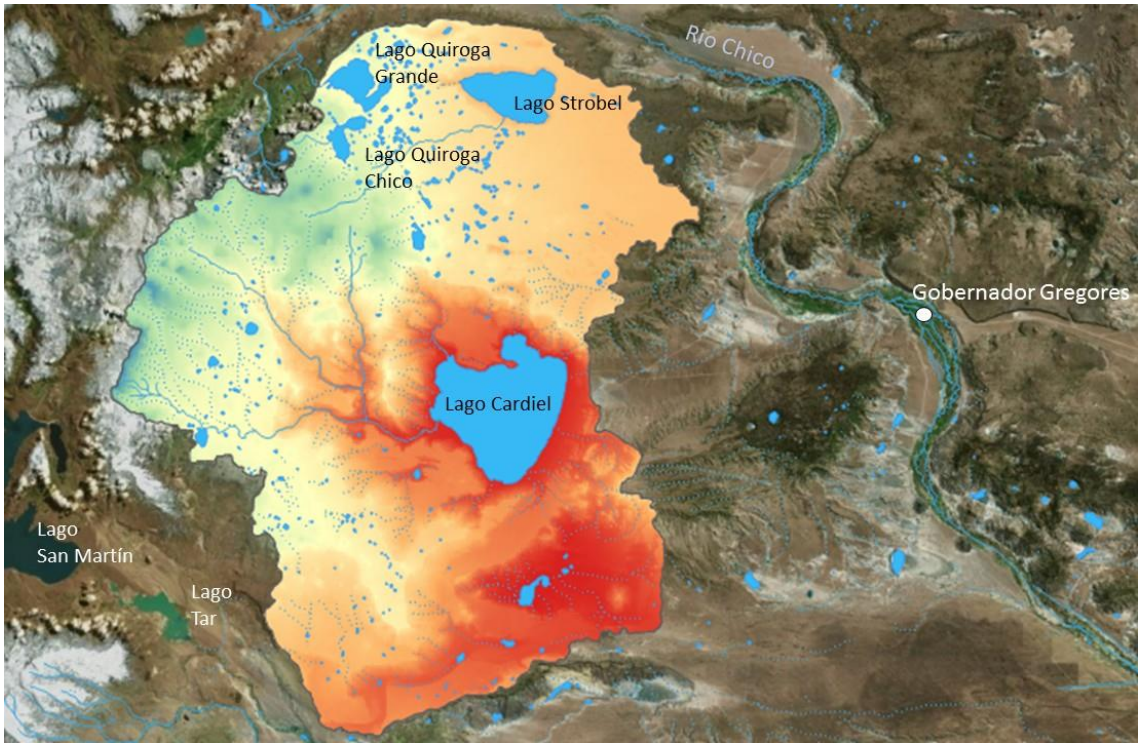


Figura 1. Ubicación y distribución de elevaciones en la Subregión Hidrográfica de los lagos Strobel y Cardiel (SH1401), de acuerdo con la propuesta de Diaz y otros, 2021.

Los únicos cursos permanentes en la región son (i) el **Barrancoso**, de 44,3 km de extensión cuyas nacientes se encuentran en mallines de altura al pie del cerro Dos Cuernos (1.758 msnm) y otros cerros sin nombre (entre 1.647 y 1.341 msnm), y cuyas aguas tributan al lago Strobel; (ii) el **Cardiel** (24,1 km de extensión), tributario del lago homónimo y resultante de la confluencia de tres tributarios directos e indirectos; (iii) el **Cardiel Chico** o **río Lavas** (35,3 km), con vertiente hacia el lago Cardiel y nacientes en el derrame del lago Cabral o Cardiel Chico, en una cota aproximada 1.104 msnm; (iv) el **Areniscas** o **del Medio** (43,2 km), con nacientes en la Meseta Carbón o de la Muerte, al oeste de la micro región, con cerros de alturas medias entre 1.613 y 1.721 msnm; y (vi) el río **Infante** o **Rabón** cuyas aguas discurren por 30,3 km desde sus nacientes en mallines de altura próximos a la divisoria de aguas con el río Barrancoso, en cotas entre 1.350 y 1.400 msnm. Estos últimos tres mencionados confluyen en sus tramos bajos para formar el río Cardiel, antes de su desembocadura. Un corto curso de régimen semipermanente, el chorrillo del **Cerro Bayo** o **Quero** (7,3 km), con nacientes en los límites de la Meseta Negra, al oeste, completan los aportes más importantes de superficie al lago Cardiel. Finalmente, un curso de régimen semipermanente en la actualidad, con interés piscícola, consiste en el chorrillo o arroyo **El Moro**, de unos 29,9 km de longitud estimada que alimenta un sistema de lagunas conocidas localmente como “las encadenadas” y circula paralelo al río Barrancoso, de suroeste a noreste hasta drenar finalmente en la laguna Verde.

De ninguno de estos cursos, de igual forma que ninguno de los cuerpos de agua en la micro región SH1401, se dispone de registros históricos de caudales y/o aforos de referencia. Mayormente, aún siendo de régimen permanente, semipermanente, transitorios o efímeros, se trata de ríos y arroyos de comportamiento predominantemente torrencial, con picos de hidrogramas estacionales frecuentemente ubicados a la salida del invierno y hasta mediados de primavera, pero también evidenciando pulsos de corta duración gran volumen de escorrentía en momentos en que se experimentan precipitaciones o derretimientos extraordinarios, dentro o fuera de las estaciones habituales. Este comportamiento, vincula mucho de la dinámica de los cursos de agua en la SH1401, al cambio y variabilidad climáticos que experimenta la región en años recientes.

Se experimenta, desde hace poco más de una década, un importante período de sequías relativamente continuas a escala macro regional (el fenómeno atmosférico se analiza más adelante, en este informe), lo que ha determinado el retraimiento y la desaparición progresiva, como también así en el resto de la RH14, de numerosas lagunas, como en el caso de la SH1401 la laguna **Salitrosa** ubicada al sur del Cardiel. La contabilidad de cuerpos de

agua y el monitoreo de su dinámica superficial, en especial los de régimen temporario, resulta complejo en esta región debido a su velocidad intra e interanual así como a la escasez de medios de monitoreo continuo, compatibles con esta (por ejemplo sensores satelitales). Toda referencia a un cálculo particular debe, por lo tanto, asociarse a una fecha específica a efectos de comparaciones posteriores en tiempo y espacio.

En la primavera tardía de 2018 (balance a través de imágenes de alta resolución DigitalGlobe WorldView), resultó posible contabilizar en la SH1401 unos 1.866 cuerpos lagunares y lacustres entre los cuales solo 6 de éstos Cardiel (357,9 km^2)[1], Strobel (99,6 km^2), Quiroga Grande (47,4 km^2), Quiroga Chico (19,9 km^2), del Medio (6,5 km^2) y Cabral (4,8 km^2), acumulan un 85,3 % de la superficie total de cuerpos de agua en la región. Relativamente poco es lo que se sabe de la dinámica de éstos y sus calidades, disponiéndose de tan solo unos pocos de éstos, unos pocos parámetros descriptivos (Quirós y otros, 1983; 1988; Lancelotti y otros, 2006; 2016; Lancelotti, 2009). Unos 597 cuerpos consisten en lagunas someras, de escasa profundidad y pocas semanas anuales de vida, que alcanzan una hectárea o menos de extensión máxima (0,04% de la superficie total de la SH1401). Incluso muchas de éstas no logran llenarse cada año, dependiendo de la oferta estacional de nieves que se presente. Para todo este sistema lagunar y lacustre, las nieves y lluvias de otoño e inverno representan la principal fuente de alimentación, así como la fuerte evapotranspiración estacional desde mediados de primavera y hasta el final del verano, representa su principal pérdida de agua.

Información del proyecto Global Surface Water (Pekel y otros, 2016) permite un análisis de la dinámica histórica reciente de cuerpos de agua en esta región, para un período de 30 años entre enero de 1984 y octubre de 2020, a partir de una serie de indicadores que se utilizan a continuación, para su caracterización: (i) ocurrencia de agua en superficie, (ii) estacionalidad y (iii) transiciones.

La variabilidad intra e interanual de la **ocurrencia de agua** en cuerpos de esta región es elevada. Un 81,1 % de las superficies (equivalente a unos 557,2 km^2) lograron mantenerse en forma permanente como espejos de agua, fundamentalmente los grandes cuerpos mencionados previamente, si bien sus líneas de costa con predominantemente escasa profundidad, experimentan recurrentemente fuertes dinámicas de avance y retroceso cada año. Ejemplos de esto pueden observarse en los lagos Strobel (en la desembocadura del río Barrancoso) y Cardiel (en el paraje Bajada de los Pescadores). El restante 18,9

[1] Entre los escasos antecedentes disponibles el SNIH detalla 460 km^2 con una profundidad media estimada en 49,1 m y un volumen estimado en 22.604 hm^3 (SSRH, 2016; Quirós y otros, 1983; 1988; Secretaria de Recursos Hídricos, 2003).

% (equivalente a unos 129,9 km^2) oscila habitualmente entre situaciones de sequía recurrente (1-25%), ciclos de humedad recurrente (26-75%) o acumulación de un tirante de agua muy recurrentemente (46-90 % del tiempo), (Tabla 1). Así, por ejemplo, un 7,3 % de la superficie lagunar de la región (50,3 km^2) solo ha logrado mantener agua efectivamente menos de un 25% del tiempo durante los 36 años de registro; un 4,6 % (31,3 km^2 en total) lo ha logrado entre un 26 y 50 % del tiempo; mientras que un 3,2 % nuevamente, lo ha logrado entre el 76 y 90 % del tiempo. Entre esta última categoría y la propuesta >91 % de la serie histórica, se encuentran las extensas zonas de playa de los grandes lagos, secas en años recientes.

Tabla 1. Ocurrencia de agua en cuerpos de la Subregión Hidrográfica (SH1401), en el período de 30 años 1984-2020, expresado en porcentaje del tiempo total. La contabilidad superficial en términos de representatividad, solo toma como 100% el área de bajos que al menos en un 1% del tiempo han tenido agua en el período de estudio, descartándose las zonas completamente secas en la serie disponible.

Categoría	Sup km^2	Representatividad
0% agua	7.024,86	
1 - 25 %	50,27	7,3 %
26 - 50 %	31,32	4,6 %
51 - 75 %	26,38	3,8 %
76 - 90 %	21,96	3,2 %
> 91 % agua	557,16	81,1 %

Con la excepción de los grandes cuerpos de agua de la región y algunos menores, que logran mantenerse con agua permanente durante año redondo (estimativamente un total de 620 dentro de la serie de registros disponibles 1984–2020, totalizando un 90,0% de la superficie lagunar de la micro región), la gran mayoría de los 1.866 mencionados tienen regímenes intra anuales temporarios (estimativamente unos 1.246 cuerpos), con **estacionalidades** que oscilan entre 1 y 5 meses. Un 5,3% de la superficie lagunar (~33,3 km^2) tan solo logra una vida estacional de un mes o menos, en general entre comienzos de primavera hasta su medio término; un 4,4% (~27,6 km^2) alcanza entre 2-3 meses, logrando alcanzar la media primavera o bien comenzando a llenarse tempranamente en el otoño; y un 0,3 % (~1,7 km^2) logra durar entre 4-5 meses, en general concentrados hasta mediados de primavera (septiembre a noviembre) y temprano en el otoño (abril a mayo). Se excluyen de estos análisis los períodos comprendidos entre junio y agosto dado que en buena parte de la micro región comienzan los congelamientos de cuerpos y

enmascarado con nieves estacionales que acomplejan las determinaciones (Join Research Centre, 2021).

Un 81,1% de las superficies lacustres y lagunares de la SH1401, con ocurrencia interanual superior al 90% (Tabla 1) puede considerarse de carácter permanente y por consecuencia relativamente inalterada a lo largo del año promedio, dentro de la serie histórica 1984 – 2020 (Tabla 2), cuando menos en lo que refiere a su superficie dado que por la topografía y batimetría, ésta podría encontrarse experimentando pérdidas de volumen sin variación del perímetro de los cuerpos de agua (más adelante, en este informe, se analiza la tendencia de tirantes en lagos de la región).

Tabla 2.Categorías del comportamiento transicional (intraanual) de las superficies de lagos y lagunas en la SH1401 y su representatividad porcentual promedio entre extremos temporales de la serie de registros disponibles 1984 – 2020. Elaborado a partir de Join Research Centre (2021).

Categoría	Sup km^2	Representatividad
Permanente	558,4	81,1%
Estacional	10,1	1,5%
Efímero permanente [1]	8,0	1,2%
Efímero estacional [2]	16,7	2,4%
Perdido definitivamente [3]	26,7	3,9%
Estacionalidad perdida [4]	11,0	1,6%
Permanente a estacional	19,7	2,9%
Nuevo permanente	4,5	0,7%
Nuevo estacional	32,8	4,8%
Estacional a permanente	0,5	0,1%

Dónde: [1] superficies de tierra al inicio de la secuencia temporal de registros que se transformó y mantuvo como superficie con agua permanente durante algún tiempo y termino desapareciendo por una secuencia larga del tiempo al final de la serie; [2] o bien tierras en las cuales se cubrieron de agua durante una secuencia de años con comportamiento estacional, pero que al final terminaron desapareciendo; [3] áreas con agua al inicio de la serie, con régimen permanente, que han desaparecido por completo; [4] similar destino al precedente pero en cuerpos de carácter estacional al inicio de la serie 1984-2020.

En los recientes 36 años del registro documentado de estos cuerpos de agua, se presenta una importante dinámica de **transiciones** en la cual, una vez excluidas las superficies habitualmente permanentes (558,4 km^2) y transitorias o estacionales (10,1 km^2), predomina la pérdida de superficies por sobre la ganancia. La suma de superficies efímeras permanentes y estacionales (8,0 y 16,7 km^2, respectivamente), las propias permanentes y estacionales presentes

al inicio de la serie de registros y luego desaparecidas (26,7 y 11,0 km^2, respectivamente) y las superficies permanentes que cambiaron su régimen a estacionales (19,7 km^2), totalizan 82,1 km^2 (12,0 %) pérdidas de agua o bien, degradadas en cuanto a su permanencia anual (Tabla 2). En igual lapso temporal, una pequeña proporción de tierras (5,6%, equivalente a 37,8 km^2) representaron una situación de mejora en términos de la oferta superficial de agua, en diferentes categorías, aunque mayormente de tipo estacionales.

En el invierno de 2020, personal del INTA EEA Santa Cruz instaló una escala hidrométrica para asegurar el monitoreo periódico de la variación de tirantes en el lago Strobel. Mediante fotografías históricas se logró nivelar ésta con posiciones del agua que se remontaron al año 2010, logrando reconstruir (estimativamente) la dinámica reciente de sus tirantes (Figura 2). Desde entonces, el descenso promedio anual entre 2007 y 2020 (modelizado) ha sido de unos 0,34 m/año y, en el período más reciente (registrado), de unos 0,47 cm/año.

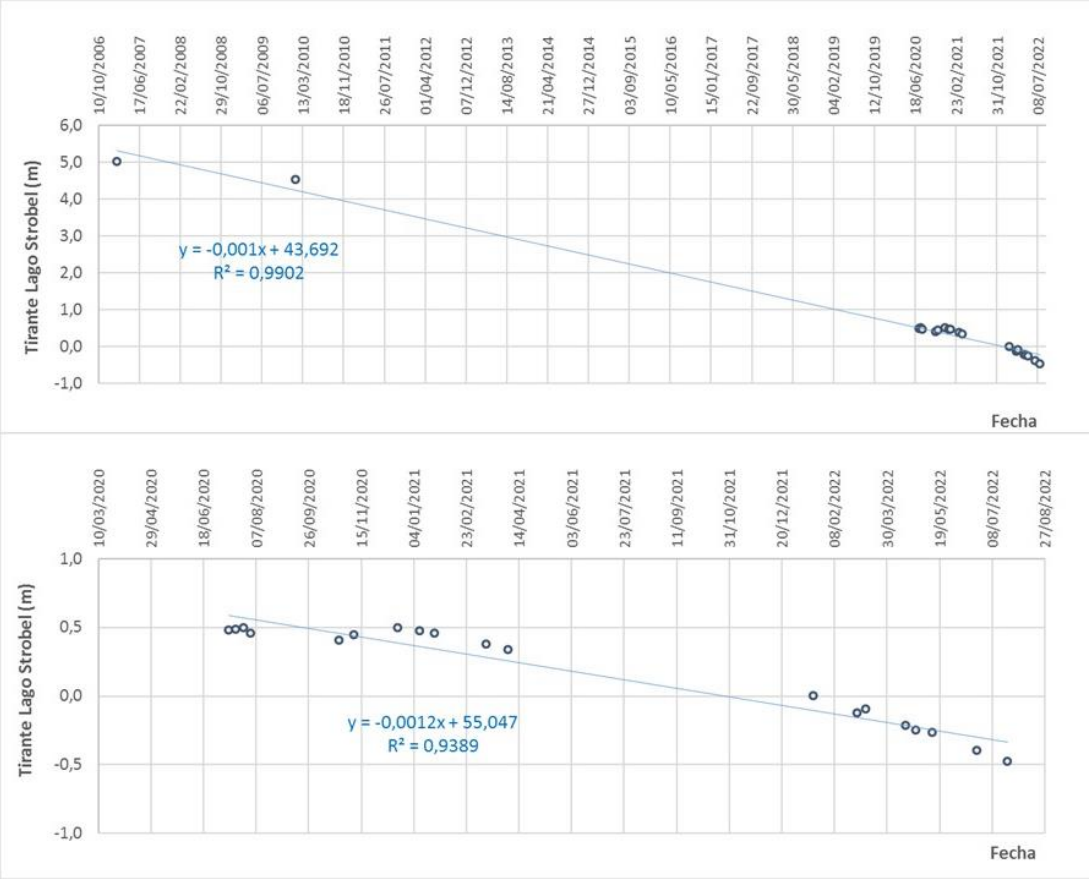


Figura 2. Dinámica de tirantes registrados y reconstruídos en el lago Strobel, para el largo plazo -16 años- (gráfica superior) y el corto plazo -2 años- (inferior). Tomado de INTA EEA Santa Cruz (inédito). Los valores de cota son arbitrarios fijados en un valor de referencia 5,0 m para el primer registro reconstruido en enero de 2007.

Lancelotti y otros (2020) sostienen que existe una fuerte incidencia del patrón de Oscilación Antártica (o Modo Anular Austral) en la dinámica superficial de los cuerpos de agua en la meseta alta del lago Strobel, fenómeno que contribuiría a la explicación de su retracción en décadas recientes. Este patrón condiciona fuertemente la variabilidad del clima entre el Polo Sur y latitudes medias del Hemisferio Sur y, particularmente en su fase negativa, es responsable en gran medida de la dinámica de lluvias en la porción austral del continente (Stella, 2018). Sin embargo, los estudios en esta materia son escasos aún en la región lo que limita, entre otros aspectos, la capacidad de comprender plenamente la dinámica del agua en superficie, más allá de la aproximación actual a tendencias posibles (aproximadas), pronosticar eventos climáticos y su eventual impacto en ésta y, con lo mencionado, establecer escenarios posibles para los recursos superficiales en la región.

1.1.2. Hidroclima y su tendencia recientes. Tomando como referencia al período normal 1995 – 2014, establecido por Almonacid y otros (2021), las lluvias anuales promedio alcanzan en la SH1401, unos 198,3 mm ± 37,8 mm con una lámina ligeramente mayor hacia el norte, en la meseta del lago Strobel (Cuenca 140104), con 212,1 mm ± 30,1 mm, respecto a la porción central, zonas alta y baja del lago Cardiel (Cuencas 140102 y 140103), con 209,8 mm ± 37,7 mm, y porción sur (Cuenca 140401, El Salitral), con 159,2 mm ± 8,0 mm (Figura 3).

El otoño es el momento más llovedor del año, con aproximadamente unos 63,3 mm ± 13,9 mm, seguido del invierno (47,0 mm ± 8,8 mm) y el verano (46,1 mm ± 6,7 mm), (Tabla 3). No se presentan diferencias lo suficientemente contrastantes entre estaciones como para considerar la existencia de una estacionalidad marcada en las lluvias, e incluso el momento más seco del año, la primavera, no se aleja mucho de otros momentos del año, con 41,2 mm ± 8,4 mm (Figura 4). Desafortunadamente, no se dispone de registros de precipitación nívea en la región, la cual sin duda representa una importante contribución en términos de escurrimiento superficial y almacenamiento en suelos y acuíferos durante las estaciones frías.

El año 2021 se presentó en general un poco más llovedor respecto al período normal de la región para casi todas las estaciones y el total anual, con la sola excepción del invierno (Tabla 3). Particularmente, primavera y verano resultaron sensiblemente por sobre el promedio histórico (128,0%) y cerrando un año también, ligeramente por sobre el promedio. Este último año, representa uno más en una secuencia de corto plazo (6 años desde 2015 hasta

el presente) con tendencias notablemente crecientes en términos de precipitación para todas las estaciones y el propio registro total anual, muy especialmente en el invierno (T% SH 15-21, Tabla 3). El año 2015 representó un momento de sequías generalizadas en la provincia, si bien no del todo homogéneo en términos de su intensidad en el territorio (Diaz y otros, 2022). La tendencia observada desde entonces, para las estaciones de verano, otoño y primavera (46,1 %, 56,3% y 157,1 % de lluvias en 2021 por sobre las registradas en 2015), significaron una recuperación tal que permitieron superar anualmente al promedio de la región (267,8 mm en 2021). El registro más notable, sin embargo, es el de invierno, con una lámina total promedio en la SH1401 de 43,1 mm, representando una recuperación de poco más de 1.415% en relación a lo registrado en el invierno de 2021. No obstante lo notable de este incremento, es probable que las lluvias hayan aumentado a expensas de una mayor temperatura promedio estacional que condicionó la práctica ausencia de nevadas en ese año, un fenómeno cada vez más recurrente en décadas recientes. Desafortunadamente, por el momento, se carece de registros de nieve en la región como para aproximar una cuantificación de este fenómeno.

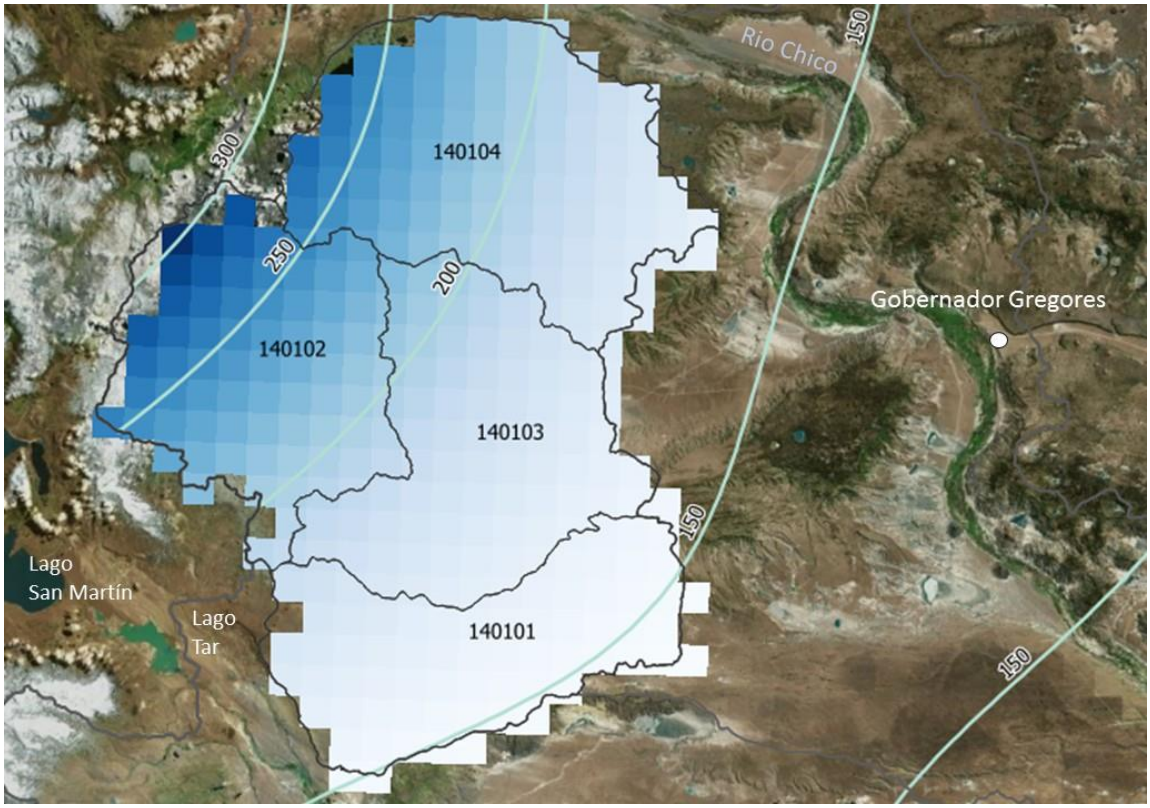


Figura 3. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas anuales para el período normal 1995-2014 (adaptado de Almonacid y otros, 2021), en la SH1401 y cuencas componentes.

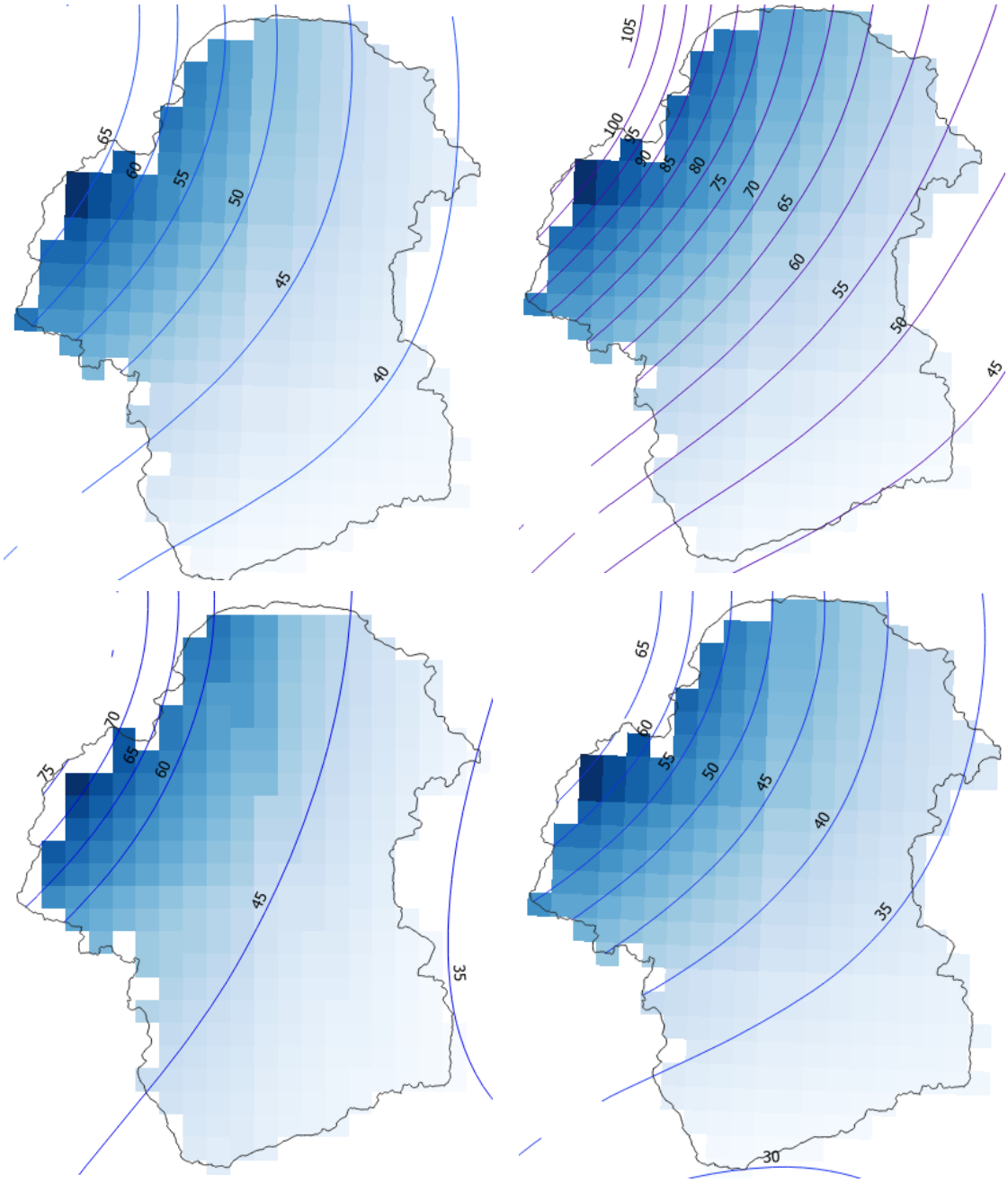


Figura 4. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas estacionales para el período normal 1995-2014 (adaptado de Almonacid y otros, 2021), en la SH1401 y cuencas componentes. Verano (sup.izq.), Otoño (sup.der.), invierno (inf.izq.) y primavera (inf.der.).

Las tendencias observadas en el corto plazo parecen revertir las que se registran en el largo plazo, desde 1995 hasta el presente, en las cuales predomina un comportamiento decreciente para las láminas anuales de precipitación (-1,0 %), para primaveras (-17,8 %) y otoños (-8,3 %). Estos

valores reflejan un comportamiento relativamente generalizado en la región, tanto en la propia RH14 como en el sur de la Patagonia Austral continental si bien con una ligera moderación en sus valores (Tabla 3).

Tabla 3.Estadísticos modelizados de lluvias para la SH1401 desde el inicio de registros regionales en 1995 hasta 2021, a partir de bases de datos grilladas elaboradas por Almonacid y otros (2021) y Diaz y otros (2022).

Estadístico	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Año
Normal 95-14 [1]	46,1 ± 6,7	63,3 ± 13,9	47,0 ± 7,8	41,2 ± 8,4	198,3 ± 37,8
Lluvias 2021 [2]	59,0 ± 29,4	68,8 ± 20,1	43,1 ± 15,0	75,9 ± 30,9	267,8 ± 86,8
Dif% 21vs20y [3]	128,1 %	101,0 %	93,0 %	128,0 %	115,4 %
T% SH 15-21 [7]	+46,1 %	+56,3 %	+1.415,1 %	+157,1 %	+111,1 %
T% SH 95-21 [4]	+57,1 %	-17,8 %	+7,2 %	-8,3 %	-1,0 %
T% RH14 95-21 [5]	+47,3 %	-15,0 %	-15,7 %	-5,8 %	-5,8 %
T% REG 95-21 [6]	+50,9 %	-6,5 %	-8,7 %	-9,1 %	-5,7 %

Dónde: [1] Precipitación promedio del período normal 1994 – 2015, de acuerdo a modelos grillados de Almonacid y otros (2021); [2] Situación de lluvias en 2021 modelizadas a partir de estaciones en el entorno pero ninguna existente dentro de los límites de SH1401; [3] Relación porcentual entre lluvias registradas en 2021 en relación al promedio normal (1995-2014); [4] Tendencia general de largo plazo (26 años de registro modelizado), expresado en porcentaje de lluvias entre extremos de la serie 2021 y 1995, para la subregión hidrográfica SH1401; [5] Mismo estadístico anterior, promedio para toda la región hidrográfica de los ríos Chico y Chalía (RH14); [6] Mismo estadístico anterior, promedio de las 14 regiones hidrográficas de Patagonia Austral; [7] Tendencia general de corto plazo (6 años entre 2015 y 2021, modelizado). Calculado a partir de modelos elaborados por Diaz y otros (2022).

El balance hídrico estacional, calculado entre las precipitaciones medias del período normal (1995-2014) y la evapotranspiración de referencia mediante el método de Penman-Monteith, es fuertemente deficitario, con una lámina total anual en defecto estimada en 734,4 mm equivalente a unos 5.663,9 hm^3/año.

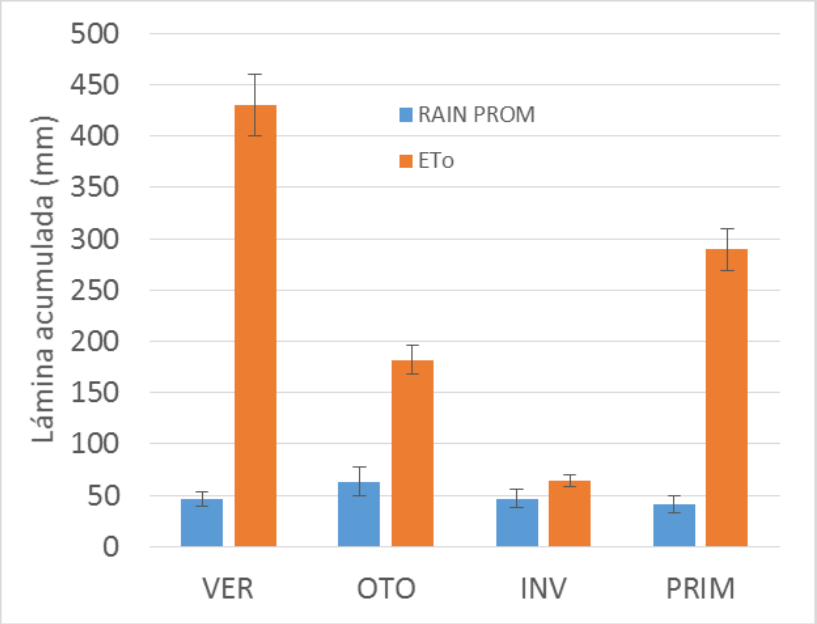


Figura 5. Balance hídrico entre lluvias estacionales promedio (del período normal) -azul-, evapotranspiración de referencia (ETo) -anaranjado- y desvíos respectivos, para la SH1401.

1.1.3. Características de las aguas de superficie.

1.1.3.1. pH. Los ríos de esta micro región presentan un carácter ligeramente alcalino, un poco más pronunciado durante la primavera, momento en el cual se registran los mayores caudales estacionales, con un pH promedio de 8,6 ± 0,1 (cv= 1,5%), que durante el verano tardío, con un pH de 8,3 ± 0,2 (cv= 2,8%), (Tabla 4). En ningún caso se observaron situaciones que se aparten notablemente de estos promedios, resultando la variabilidad espacial bastante baja en todos los cursos analizados, con rangos de pH entre máximos y mínimos del orden de 0,3 para la primavera y 0,8 en el verano. El río Barrancoso resultó, entre los muestreados, el que acusó mayores diferencias de pH entre estaciones, con una diferencia de pH de 1,01, mientras el arroyo Bayo la menor, con tan solo 0,09. Una posible influencia en este aspecto radica en las grandes diferencias de caudales esperados en cada estación y para cada curso, siendo el Barrancoso un gran concentrador de escorrentías producto de la fusión estacional de nieves en la primavera y revelando importantes depresiones de caudal durante la estación seca; mientras que el Bayo, alimentado principalmente por vertientes naturales, logra mantener caudales bastante similares entre las diferentes estaciones.

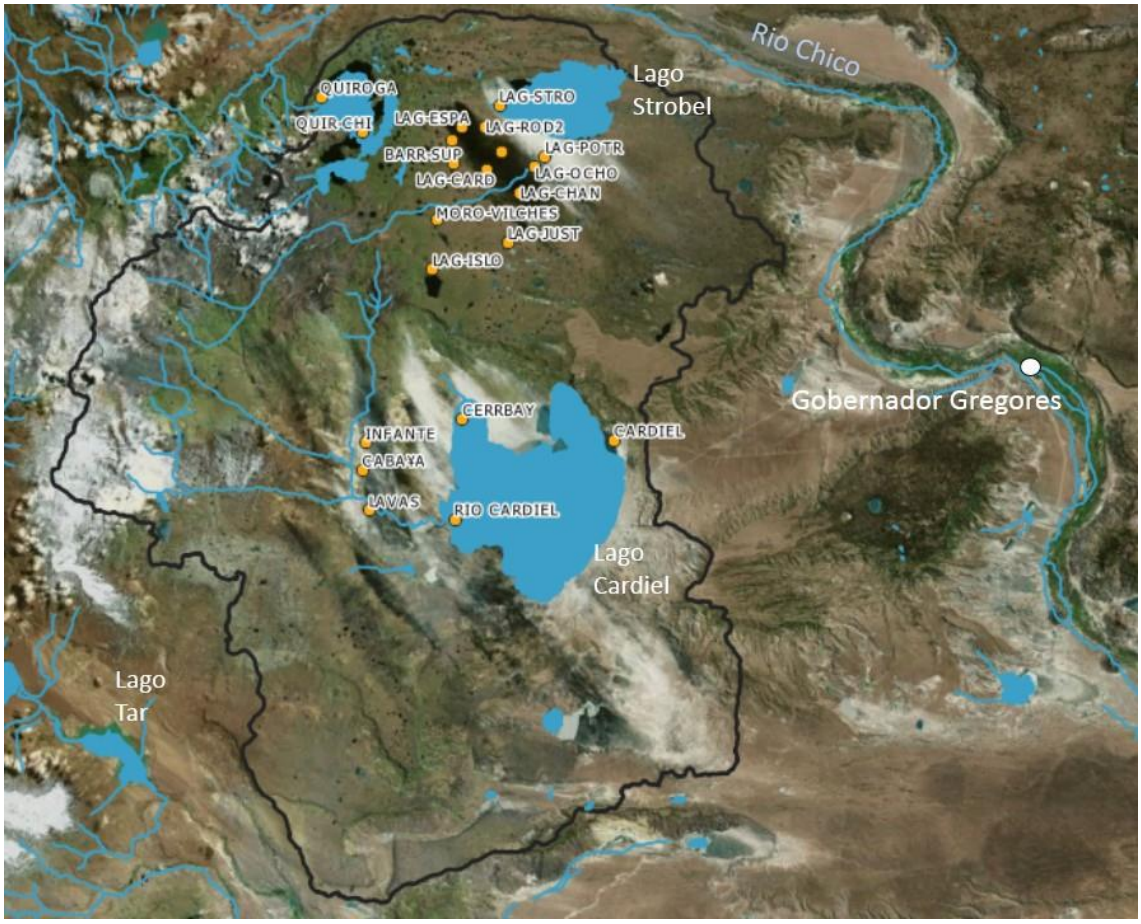


Figura 6. Ubicación de puntos de muestreo de aguas en cursos y cuerpos de superficie de la SH1401.

Los cuerpos de agua resultaron un tanto más alcalinos en su conjunto, con pH promedio de 9,1 ± 0,8 (cv= 8,7%) para la primavera y de 8,9 ± 0,7 (cv= 8,1%) para el verano tardío. La variabilidad entre situaciones, en este caso, resultó en mayores diferencias respecto a los ríos, siendo el rango de pH del orden de 2,8 a 3,3 entre situaciones extremas en la micro región. Así, por ejemplo, se constataron situaciones extremas como entre laguna Cardielito, con pH de 10,13 – 10,06 para primavera y verano (p/v), respectivamente, y laguna Rodriguez9 con 6,88 – 7,29 (p/v).

En términos generales, se observaron congruencias entre los datos obtenidos durante las campañas de muestreo en 2021 y 2022 en la región, y los escasos antecedentes disponibles relacionados con estudios de agua en la SH1401 como Lancelotti y otros (2009), quienes ofrecen una clasificación utilitaria de los cuerpos de agua en la región, en relación con hábitats para especies de la avifauna (Figura 7).

Los ambientes lacustres productivos presentan en general rangos de pH de entre 6,7 a 8,2 (USGS, 2018), si bien pueden esperarse en general, en

aguas dulces de cuerpos y cursos un rango ligeramente más amplio de pH, entre 5–6 a 9, con valores más frecuentes entre 6,5 y 8,5 (Ellis, 1937; McKee y Wolf, 1963; USEPA, 1976; FAO, 1987; EPA, 1994; EPA 2016) tendiendo a mantenerse, en cualquier caso particular, en valores relativamente constantes (Stumm y Morgan, 1996). En la SH1401, estos valores de referencia fueron superados, en especial en algunos grandes cuerpos de agua como Cardiel, Strobel y Cardielito. Sin embargo, de igual forma que con el resto de las variables analizadas en el presente trabajo, el pH en el caso de los grandes cuerpos de la región (lagos y lagunas) solo fueron estudiados desde puntos de muestreo cercanos a la costa y por tanto resultan solamente aproximativos a sus características que, dependiendo de los casos, podrían ser muy variables dentro de cada cuerpo.

1.1.3.2. Conductividad eléctrica estandarizada (CE_E). La CE_E en cursos y cuerpos naturales de agua esta determinada principalmente por la geología con la cual tiene contacto, transmitiéndole así sus características. Dado que se correlaciona fuertemente con la concentración de especies iónicas presentes en el agua y, muy particularmente, de sales disueltas (Miller y otros, 1988; McCutcheon y otros, 1993; Radtke y otros, 2005; Allan y Castillo, 2007), determinados usos del suelo como los agropecuarios pueden impactar en este parámetro, de igual forma que las condiciones medias ambientales en el momento de su determinación, como la temperatura (Hayashi, 2004) y caudales circulantes en el caso de cursos (Masseroni y Aumassane, 2018).

Los ríos de la SH1401 presentaron valores bajos de CE_E, relativamente más altos en la temporada de estiaje en relación a la primavera (Tabla 4). Entre los siete cursos evaluados, la CE_E promedio de primavera fue de 39,8 ± 17,0 µS/cm y de 130,2 ± 74,1 µS/cm para el verano. En este último caso, registrándose también un importante salto en la variabilidad espacial, encontrándose registros absolutos de entre 40,5 y 50,1 µS/cm (río Barrancoso en diferentes tramos) hasta 155,9 y 291,0 µS/cm (río Lavas). Este comportamiento estacional de la CE_E es lo suficientemente marcado como para determinar una relativamente buena correlación, teniendo en cuenta el número reducido de casos disponibles (coef. correl.= 0,508; r^2= 0,258).

Los cuerpos de agua evidenciaron similar comportamiento estacional a los ríos. La CE_E promedio durante el estío fue de 2.293,7 µS/cm, con un muy fuerte desvío (± 3.890,6 µS/cm; cv= 170%) producto de algunas situaciones de fuerte salinidad presente como en las lagunas Cardielito (13.222,0 µS/cm), La Justita (8.680,0 µS/cm), lago Cardiel (4.570,0 µS/cm) y laguna El Ocho (3.270,0 µS/cm). Los valores medios estacionales representaron un salto en más de un 34% respecto a la CE_E de primavera, con valores globales de

1.508,9 ± 2.412,6 µS/cm (cv= 160%) para los 13 cuerpos analizados. Cuerpos pequeños en los cuales resulta evidente el cambio de volúmen con las estaciones reflejan una importante variación de la CE_E, siendo notablemente más baja en primavera, por ejemplo 8.800,0 µS/cm en laguna Cardielito (↓ 33,4%), 2.300,0 µS/cm en El Ocho (↓ 13,6%) o 7.500,0 µS/cm La Justita (↓13,6%). Los grandes cuerpos oscilaron poco, si bien siempre con la misma tendencia a elevar la CEE durante el estío, como el lago Strobel (1.484,0 a 1.506,0 µS/cm) y el Cardiel mismo (4.340,0 a 4.570 µS/cm).

Entre los restantes cuerpos de agua es posible establecer dos grandes comportamientos, en general casi siempre con similar tendencia entre estaciones lo que resulta incluso, en una mejor correlación aquí que la observada en los ríos (coef. correl.= 0,986; r^2= 0,971). Los grandes lagos restantes en la SH presentaron las CE_E más bajas, en promedio 22,1 µS/cm para Quiroga Chico y 53,7 µS/cm para Quiroga Grande. Mientras los restantes integrantes del sistema de lagunas promediaron CE_E de 434,5 ± 244,2 µS/cm (cv= 56,2%) durante la primavera y de 510,3 ± 307,3 µS/cm (cv= 60,2%) durante el verano tardío.

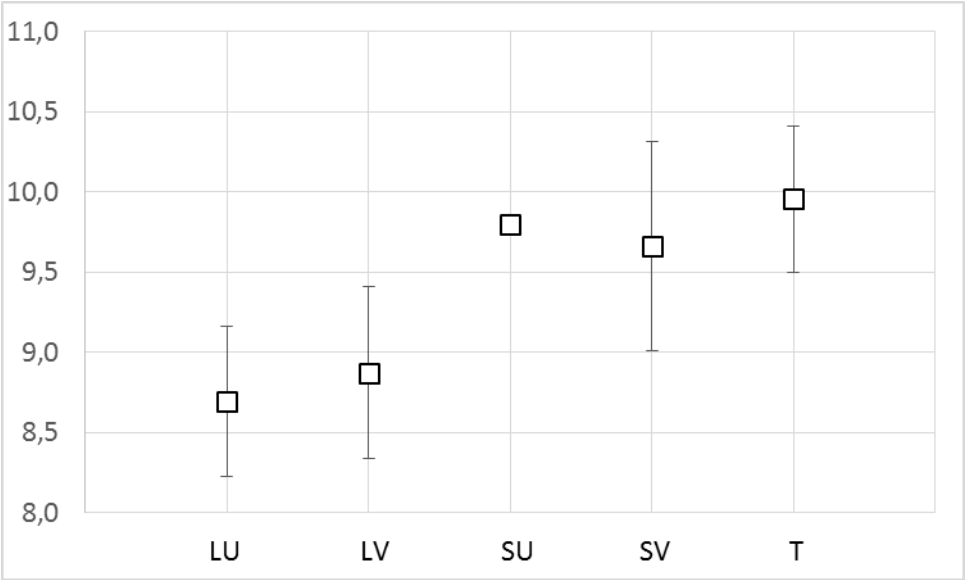


Figura 7. Rangos de pH promedio y sus desvíos, determinados por Lancelotti y otros (2009) en diferentes cuerpos de agua de la Meseta del Lago Strobel: lagunas grandes vegetadas (LV), lagunas grandes sin vegetación (LU), lagunas pequeñas vegetadas (SV), grandes sin vegetación (SU) y de aguas turbias (T).

En la clasificación de cuerpos lacustres y lagunares de Lancelotti y otros, los grandes cuerpos, asignados a la categoría de 'cuerpos de aguas turbias' la CE_E promedió 5.195,6 ± 2.639,6 µS/cm, contra valores muy contrastantes de 611,0 ± 312,9 µS/cm para lagunas pequeñas vegetadas y en el umbral inferior

156,1 ± 69,8 µS/cm y 192,8 ± 94,0 µS/cm para las grandes aunque poco profundas lagunas con y sin vegetación, respectivamente (Figura 8).

Tabla 4. Parámetros pH, Conductividad Eléctrica Estandarizada (CE_E) y concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD) para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1401 del lago Strobel.

		PRIMAVERA			VERANO		
		pH	**STD**	**CEE**	**pH**	**STD**	**CEE**
CUERPOS	PROM	9,1	1.414,4	2.085,2	8,9	1781,1	2.644,8
	MIN	6,9	16,1	24,1	7,3	13,7	20,0
	MAX	10,1	5.960,0	8.800,0	10,1	8.900,0	13.220,0
	DE	0,8	1.925,6	2.841,8	0,7	2.609,2	3.874,1
	CV%	8,7	136,1	136,3	8,1	146,5	146,5
RIOS	PROM	8,6	26,9	39,8	8,3	87,3	130,2
	MIN	8,5	16,5	24,4	7,8	27,1	40,5
	MAX	8,8	46,0	68,6	8,6	195,0	291,0
	DE	0,1	11,5	17,0	0,2	49,7	74,1
	CV%	1,5	42,7	42,7	2,8	57,0	57,0

Dónde: STD, expresado en mg/l; pH, en unidades adimensionales; CE_E, expresado en µS/cm; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

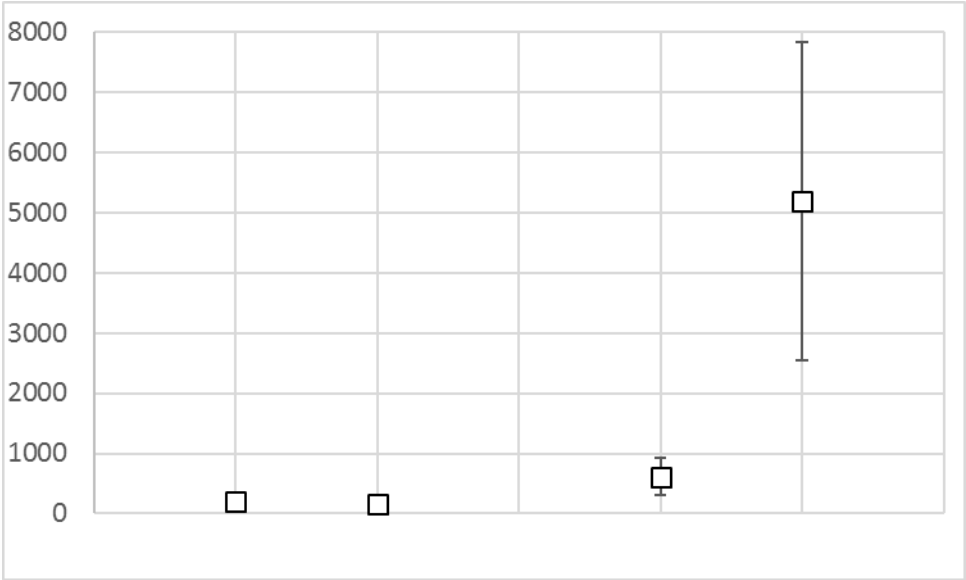


Figura 8. Rangos de CE_E promedio y sus desvíos respectivos, expresados e µS/cm, determinados por Lancelotti y otros (2009) en diferentes cuerpos de agua de la Meseta del Lago Strobel: lagunas grandes vegetadas (LV), lagunas grandes sin vegetación (LU), lagunas pequeñas vegetadas (SV), grandes sin vegetación (SU) y de aguas turbias (T). La categoría SU carece de datos.

1.1.3.3. Sólidos disueltos (STD) y en suspensión (SST). Los SST consisten en el material particulado más grueso presente en las aguas naturales y, al igual que en el caso de los nutrientes, concentraciones excesivas en éste puede resultar nocivo para la vida acuática, como por ejemplo al tapizar el lecho cuando precipitan cubriendo así el alimento de peces, al transportar elementos químicos asociados a las partículas, o al afectar la transparencia del agua, entre otros efectos (Caux y otros; Sullivan, 2000). Consiste en materia orgánica e inorgánica que usualmente integra la columna de agua debido a la turbulencia (Bilotta y Brazzier, 2008). Los STD representan la suma de concentraciones de los iones mayoritarios disueltos en el agua (Allan y Castillo, 2007). Su composición química y concentración incluyen un conjunto de elementos orgánicos e inorgánicos consecuencia de eventos naturales en la región vertiente como la erosión de los sustratos geológicos por los que drenan las aguas, el comportamiento atmosférico, el arrastre de porciones superficiales de suelo a partir de la escorrentía a la vez que de usos del suelo y los vertidos de origen antrópico como por ejemplo el escurrimiento superficial en áreas con actividad agropecuaria intensa (WHO, 1996a; Caux y otros, 1997; Weber–Scannell y Duffy, 2007; Bilotta y Brazier, 2008).

Los STD presentes en agua de ríos promediaron, entre los siete cursos analizados en la región 26,9 ± 11,5 mg/l (cv= 42,7%) durante la primavera y 87,3 ± 49,7 mg/l (cv= 57,0%) durante el verano. En el agua de los cuerpos, los valores promedio resultaron variables dependiendo de si se trató de los grandes o los pequeños[2], en todos los casos siguiendo similares tendencias y distribuciones que lo previamente analizado con la CE_E, parámetro con el cual los STD guardan una estrecha correlación. Entre los grandes cuerpos o lagos, los promedios de STD se ordenaron en dos grandes grupos, un primero entre los 25,6 ± 10,7 mg/l (cv= 41,8%), sin grandes variaciones estacionales, en coincidencia con aguas de CE_E < 60 µS/cm (ambos lagos Quiroga) y un segundo grupo en torno a STD promedio de 1.883,6 ± 2.392,2 mg/l (cv= 127,0%), con CE_E diversas si bien en general altas. Casos extremos citables en este ejemplo: laguna Cardielito (entre 5.960 y 8.900 mg/l), La Justita (entre

[2] SI bien la toponimia oficial registra como lagos al Cardiel, Strobel, Quiroga Grande y Quiroga Chico, reservando la categoría de laguna para todos los restantes incluidos en el presente trabajo, no se dispone de estudios orientados a su clasificación ni más referencia en la cual apoyarse que la habitualmente utilizada en diferentes partes del mundo a partir de una aproximación ambigua a su tamaño en superficie ('grande' o 'pequeño') y a una referencia a su profundidad, mayor o menor a 10 m (Otero, 1953). Su utilización indistinta muchas veces es la consecuencia de la inclusión del término 'lago' o 'laguna' como parte del topónimo mismo, originado en el uso de pobladores locales y no como el reflejo de una tipificación geomorfológica o limnológica (New Hampshire Department of Environmental Services, 2019).

5.080 y 5.840 mg/l), lago Cardiel (entre 2.950 y 3.110 mg/l) y el lago Strobel (entre 1.009 y 1.015 mg/l).

Los SST presentes en cursos de agua se encuentran fuertemente correlacionados con los caudales, siendo esperables que resulten mayores los primeros cuanto mayores los segundos mencionados. Durante la primavera, la concentración promedio en la SH1401 fue de 16,0 ± 5,0 mg/l (cv= 28,1%) mientras que para el verano de 6,6 ± 2,6 mg/l (cv= 39,5%). La única excepción a estos valores la evidenció el arroyo Querón en el muestreo de verano, con 140,0 mg/l, probablemente justificado en precipitaciones recientes en la cuenca de recepción registradas unas 24-48 horas previas al muestreo, notablemente superiores a los 20,0 mg/l de SST en primavera. Entre los lagos se presenta una homogeneidad (esperable) entre momentos de muestreo propuestos y entre los propios cuerpos, independientemente de las condiciones ambientales particulares en cada momento de muestreo, como se verá más adelante en el caso de las lagunas. La concentración de SST promedio en los lagos, en primavera fue de 13 mg/l (n=4) con las situaciones más bajas en el lago Strobel (3 mg/l) y el Quiroga Chico (2 mg/l), mientras que durante el verano, el promedio fue de 14,5 mg/l (n=4), un valor influenciado en ese momento por los SST del lago Cardiel, ligeramente más altos que en primavera, con 23 mg/l. Durante el verano, los lagos mencionados previamente mantuvieron sus bajas concentraciones, con 6 y 2 mg/l respectivamente.

Entre las lagunas, la condición meteorológica y la situación del volumen disponible de agua en el momento de muestra condicionaron en gran medida los resultados. Las muestras de primavera, con una relativamente alta oferta natural de agua, evidenciaron los SST quizás más representativos propios de estos cuerpos, con un promedio de 17,7 ± 14,8 mg/l (cv=83,5%). Durante el verano, el promedio resultó en 70,1 ± 117,8 mg/l (cv=168,1%), altamente influenciado por la condición en laguna La Justita el día de muestreo con intensos vientos antes y durante el procedimiento (SST de 345 mg/l versus 20 mg/l en la primavera).

1.1.3.4. Alcalinidad Total de $CaCO_3$ y Dureza. La alcalinidad de $CaCO_3$ representa un importante mecanismo de amortiguación de las aguas dulces como así también desempeña un rol esencial en la productividad de los cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de carbono para la vegetación acuática, y en la capacidad para formar complejos neutralizando la toxicidad de los metales (Morgan y otros, 2005; Weiner, 2008). Para ambos parámetros, los cursos de agua evidenciaron, entre el total de aguas muestreadas, los valores más bajos para ambas temporadas. La alcalinidad promedio osciló entre 73,1 ± 60,2 mg/l (cv= 82,4%) para primavera y

51,1 ± 37,1 mg/l (cv= 72,6%) para el verano (Tabla 5), con valores mínimos absolutos que nunca descendieron de los 20 mg/l, un umbral de gran valor en términos de su significado ambiental (se analiza más adelante en el apartado de aptitud ambiental), (EPA, 1986; OECD, 2007; Weiner, 2008). También la dureza de las aguas en el caso de los cursos, resultó entre las más bajas del conjunto de muestras analizados, con promedios de 65,9 ± 56,1 mg/l (cv= 85,1%) para primavera y 151,4 ± 208,3 mg/l (cv= 137,6%). El caso más notable en término de valores que se apartaron del promedio, lo evidenciaron las aguas del arroyo El Moro con una dureza en verano que alcanzó 697,0 mg/l de $CaCO_3$.

La presencia de carbonatos y bicarbonatos es una constante en el paisaje de la meseta alta del lago Strobel, como se lo describió en suelos y geología de la región (ver Tomo I). La alcalinidad evidente en los cuerpos resultó más elevada que la analizada en cursos, en especial durante el verano, si bien con una notoria variabilidad entre casos. El promedio de la primavera en los cuerpos, resultó en unos 590,6 ± 964,2 mg/l (cv= 163,3%) sin que se presenten grandes diferencias entre los promedios propios de lagos (451,6 mg/l) y lagunas (513,4 mg/l), aunque existiendo importantes diferencias entre extremos absolutos como por ejemplo, entre los valores bajos, la laguna Rodriguez9 (20 mg/l), lago Quiroga Chico (35 mg/l) y lago Quiroga Grande (52 mg/l), versus valores altos como laguna Cardielito (3.600 mg/l), La Justita (3.250 mg/l) o el lago Cardiel (2.000 mg/l). Durante el verano, la alcalinidad promedio evidenció un salto a 981,3 ± 1.729,2 mg/l (cv= 176,2%), pero no como el producto de un comportamiento homogéneo en todos los cuerpos. Unos pocos casos, de cuerpos lagunares grandes, concentraron sus alcalinidades, como en Cardielito, La Justita y Ocho (con 6.650, 4.650 y 2.175 mg/l respectivamente) aunque en la mayoría la situación fue inversa, mostrando en el verano concentraciones ligeramente menores que en la primavera. Sin embargo, el salto evidente en los primeros mencionados forzó los promedios a los valores presentados en Tabla 5.

Una situación similar a la presentada con la alcalinidad se presenta con la dureza, si bien con promedios de concentraciones más moderados, un tanto más elevados en el verano, y siempre con una alta variabilidad entre casos (Tabla 5).

Tabla 5. Parámetros Sólidos Totales Suspendidos (SST), Alcalinidad y Dureza de $CaCO_3$ para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1401 del lago Strobel.

		PRIMAVERA			VERANO		
		SST	ALC	DUR	SST	ALC	DUR
CUERPOS	PROM	15,4	590,6	2.205,9	55,2	981,3	89,0
	MIN	2,0	20,0	60,2	2,0	10,0	44,0
	MAX	44,0	3.600,0	6.650,0	345,0	6.650,0	193,0
	DE	12,8	964,2	2.095,0	99,7	1.729,2	46,6
	CV%	83,3%	163,3%	95,0%	166,2 %	176,2%	52,3%
RIOS	PROM	16,3	73,1	65,9	28,8	51,1	151,4
	MIN	8,0	25,0	23,0	<1,0	22,0	31,0
	MAX	20,0	278,0	193,0	140,0	180,0	697,0
	DE	4,6	60,2	56,1	54,5	37,1	208,3
	CV%	28,1%	82,4%	85,1%	189,1%	72,6%	137,6%

Dónde: SST, expresado en mg/l; ALC, alcalinidad expresada en mg/l; DUR, expresada en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

1.1.3.5. Cationes mayoritarios y RAS. Calcio y Sodio son, entre los cationes mayoritarios (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) presentes en las aguas naturales de superficie de todo el mundo, los que tienden a predominar en términos de concentración. En la subregión SH01401 del lago Strobel, el promedio de las aguas muestreadas en conjunto y en ambas temporadas, el Na^{+} resultó el catión más importante presente, si bien con una gran variabilidad entre fuentes, con una concentración promedio del orden de 346,2 mg/l (δ= 774,0 mg/l; cv= 223,6%), aunque fuertemente dominante en unos pocos cuerpos. El Na^{+} usualmente se encuentra en sociedad con el cloro (Cl^{-}) revelando un origen común en la intemperización de rocas, la intrusión marina en cursos o cuerpos de agua dulce o la presencia de sustratos de origen marino por lo que escurren aguas superficiales. Se trata de uno de los iones más importantes de interés agropecuario dada su capacidad de desestructurar el suelo, afectar negativamente su capacidad de infiltración o resultar tóxico para las plantas sensibles si se acumula (Ayers y Westcot, 1985). Este anión, como se analiza más adelante, también representa uno de los mayoritarios más importantes, aunque no exclusivamente, presentes en la SH1401. Un indicador habitual de su presencia en agua o suelos con interés agropecuario es la RAS (relación de adsorción de sodio), basado en la determinación de la fracción de Na^{+} intercambiable en relación con la concentración de iones cuyos efectos sobre el

suelo son los opuestos al Na^+, como el Ca^{2+} y Mg^{2+} (Suárez, 1981; Robins y otros, 1991).

En lagos y lagunas, la presencia del ion Na^+ es más significativa que en los ríos. En estos últimos, es el Ca^{2+} más importante que el Na^+ tanto en verano (14,6 ± 6,6 mg/l, cv= 46,1% versus 12,1 ± 10,7 mg/l, cv= 88,4% respectivamente) como en primavera (7,7 ± 1,7 mg/l, cv= 21,6% versus 2,9 ± 1,4 mg/l, cv= 47,4% respectivamente), lo cual determinó valores de RAS significativamente bajos hasta un máximo de 1,9 en el arroyo Querón, con predominio, en ambas temporadas, de valores de RAS entre 0,2 y 0,6. El Ca^{2+} es el catión más abundante en ríos de todo el mundo y suele provenir mayormente de la intemperización de rocas carbonatadas, de igual forma que el Mg^{2+}, siendo en ambos casos casi despreciable sus aportes a través de la atmósfera (Allan y Castillo, 2007). Resulta un elemento esencial en la nutrición de plantas y animales (Hem, 1985) de igual forma que para asegurar la neutralización de los efectos negativos de bajos pH para diferentes formas de vida acuática (Alabaster y Lloyd, 1982). El Mg^{2+} se ubicó como el tercer catión en importancia por su concentración en agua de ríos de la región, significativamente distanciado de los primeros, con una concentración promedio de 4,5 mg/l en verano (δ= 1,7 mg/l; cv= 36,9%) y 2,0 mg/l (δ= 1,1 mg/l; cv= 53,5%) hacia la primavera.

Entre los cuerpos de agua como conjunto, la presencia de Na^+ es dominante con promedios de 471,6 mg/l (δ= 766,4 mg/l; cv= 162,5%) en primavera y 567,5 mg/l durante el verano (δ= 1.015,3 mg/l; cv= 178,9%), si bien con una muy alta variabilidad determinada por los extremos absolutos presentes, como por ejemplo laguna Cardielito (3.000 mg/l), laguna La Justita (2.000 mg/l) y lago Cardiel (1.450 mg/l), en oposición a ambos lagos Quiroga (2,0 mg/l), laguna España (12,0 mg/l) o laguna Chanchos (17,0 mg/l). Esta predominancia del Na^+ no es constante ni en tiempo ni espacio dentro de la micro región, pudiendo encontrarse una alternancia, entre los diferentes cuerpos, respecto a las predominancias de cationes. A modo de ejemplo, en el lago Cardiel Na^+ es, por mucho, el catión más importante sin un predominio particular en segundo término de ningún otro (Ca^{2+}= 13,5 mg/l, Mg^{2+}= 25,0 mg/l, K^+= 9,5 mg/l); en lagunas Cardielito y La Justita el ion dominante Na^+ (promedio en conjunto= 2.250 mg/l), tienen al K^+ como segundo (promedio= 575,0 mg/l), al Ca^{2+} en tercer término (promedio= 274,5 mg/l) y finalmente al Mg^{2+} (68 mg/l); en algunos cuerpos como el lago Strobel y laguna Potreros, el segundo ion resultó el Mg^{2+}, mientras que en otros el Ca^{2+} (lagunas El Ocho, Islote y Rodríguez9). Entre las concentraciones extremas destacables para estos iones, pueden mencionarse a modo de ejemplo el K^+ en laguna Cardielito (700,0 mg/l) y La Justita (450,0 mg/l); el $Ca2^+$ en laguna El Ocho (170,0 mg/l) y

Cardielito (145,0 mg/l); y finalmente, el Mg^{2+} en laguna Cardielito (80,0 mg/l), El Ocho (67,0 mg/l) e incluso el lago Strobel (68,0 mg/l).

El impacto de los valores observados en la RAS, para aquellos cuerpos con predominio del ion Na^{+} es evidente. Si bien mayormente las aguas se encuentran en valores relativamente bajos, de entre 0,6 y 2,3 se presentan casos significativos como el lago Strobel (entre 6,0 y 8,6 para primavera y verano, respectivamente), Cardielito (43,0 y 55,9), La Justita (30,7 y 42,8) y lago Cardiel (42,5 y 55,4).

Tabla 6. Cationes más importantes presentes en aguas de la SH1401, en diferentes momentos del año.

		PRIMAVERA			VERANO		
		Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}
CUERPOS	PROM	471,6	83,2	52,8	567,5	99,5	54,4
	MIN	2,0	0,0	5,0	2,0	1,0	8,0
	MAX	2.500,0	600,0	160,0	3.500,0	800,0	180,0
	DE	766,4	174,9	50,4	1.015,3	223,5	52,6
	CV%	162,5%	210,2%	95,5%	178,9%	224,5%	96,7%
RIOS	PROM	2,9	0,9	7,7	12,1	1,3	14,4
	MIN	2,0	0,0	6,0	5,0	1,0	5,0
	MAX	5,0	1,0	10,0	40,0	2,0	24,0
	DE	1,4	0,3	1,7	10,7	0,4	6,6
	CV%	47,4%	40,8%	21,6%	88,4%	34,6%	46,1%

Dónde: Concentraciones presentes de Na^{+}, ion Sodio expresado en mg/l; K^{+}, ion Potasio expresado en mg/l; Ca^{2+}, ion Calcio expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

1.1.3.6. Aniones mayoritarios y salinidad. La intemperización de las rocas y, en particular, la producción y concentración de iones mayoritarios en las aguas escurridas, consiste en un proceso altamente dependiente de las condiciones climáticas de una región, específicamente de las precipitaciones y la temperatura, de igual forma que la composición de la cobertura del suelo. Bicarbonatos (HCO_3^{-}) y Cloruros (Cl^{-}) son las formas predominantes entre los aniones de casi todas las muestras procedentes de la SH1401, con unas escasas excepciones. En cuencas con rocas de origen sedimentario es habitual que los HCO_3^{-} tiendan a predominar entre la composición de aniones de las aguas naturales de superficie (Hem, 1985). Su fuente principal es la intemperización de estas rocas, aunque también contribuye significativamente la disolución de CO_2 atmosférico y su producción a través de la respiración de microorganismos en el suelo (Allan y Castillo, 2007). El Cl^{-}, por su parte, suele

compartir un origen común al Sodio en los cuerpos y cursos naturales de agua. Su relevancia ambiental (positiva) es escasa desde puntos de vista químico y biológico, en relación a los restantes iones mayoritarios (Hem, 1985; Allan y Castillo, 2007), no obstante lo cual pueden condicionar importantes efectos negativos para el suelo, especialmente a través de su aplicación en el riego. Carbonatos ($CO_3^{=}$) y sulfatos (SO_4^{-2}) se presentaron en un segundo plano, también con algunas concentraciones significativas en casos aislados y con relevancias alternadas entre ellos. Fosfatos y Nitratos se encuentran en las menores concentraciones detectadas en la micro región, en numerosas ocasiones con una presencia solo sospechada (ver apartado de Fósforo y Nitrógeno, más adelante).

El ion HCO_3^- experimenta, en los ríos de la SH1401, una concentración durante el estío, desde unos 81,9 ± 49,4 mg/l (cv= 60,4%) a 16,7 ± 7,9 (cv= 47,2%) durante la primavera (Tabla 7). Entre los cursos involucrados quizás uno de los más notables sea el arroyo Querón, el que experimenta los mayores cambios entre estas estaciones, de unos 207,0 a 17,0 mg/l, respectivamente. El ion Cl^-, segundo en concentración en ríos, luego del HCO_3^- durante la primavera, con 16,6 ± 5,4 mg/l (cv= 32,9%), presenta una relación inversa durante el estío, disminuyendo su concentración a 9,4 ± 2,8 mg/l (cv= 30,1%). La variabilidad de los valores entre muestras es reducido. Los iones $CO_3^{=}$ y SO_4^{-2} no logran superar 1,0 mg/l en ningún caso, con la sola excepción del arroyo Querón, en el cual se registró la mayor presencia de $CO_3^{=}$ con 6,0 mg/l durante la primavera de 2021.

Los HCO_3^- y Cl^- también se presentan con rol protagónico entre los cuerpos de agua de la región, si bien el ion $CO_3^{=}$ aparece como un tercer componente que, en algunos casos, logra igualar a los mencionados. En términos generales, y al igual que en los ríos y arroyos, los carbonatos se concentran en lagos y lagunas durante el verano, desde un promedio de 639,1 ± 749,0 (cv= 117,2%) en la primavera y hasta 955,3 ± 1.340,0 (cv= 140,3%). Los Cloruros, segundos en importancia micro regional, lo hacen con igual relación inversa que muestran los ríos, con mayores concentraciones durante la primavera (promedio= 448,7; δ= 673,6 mg/l; cv%= 150,1) respecto al verano (promedio= 349,3; δ= 654,4 mg/l; cv%= 187,4). Si bien, tanto en lagos como lagunas se presentan casos extremos notables, es en el segundo grupo en el cual figuran las concentraciones absolutas más altas, como Cardielito (HCO_3^-= 1.707,0 y 4.451,0 mg/l para primavera y verano; $CO_3^{=}$= 1.320,0 y 1.799,0 mg/l, respectivamente; y Cl^-= 2.058,0 y 2.488,0 mg/l) y La Justita (HCO_3^-= 2.012,0 y 3.720,0 mg/l para primavera y verano; $CO_3^{=}$= 960,0 y 960,0 mg/l, respectivamente; y Cl^-= 1.914,0 y 1.244,0 mg/l).

Tabla 7. Aniones más importantes presentes en aguas de la SH1401, en diferentes momentos del año.

		PRIMAVERA			VERANO		
		HCO_3^-	Cl^-	$CO_3^=$	HCO_3^-	Cl^-	$CO_3^=$
CUERPOS	PROM	639,1	448,7	197,1	955,3	349,3	224,5
	MIN	12,0	10,0	1,0	30,0	10,0	1,0
	MAX	2.239,0	2.058,0	1.320,0	4.451,0	2.488,0	1.799,0
	DE	749,0	673,6	396,3	1340,0	654,4	485,6
	CV%	117,2%	150,1%	201,0%	140,3%	187,4%	216,3%
RIOS	PROM	16,7	16,6	1,0	81,9	9,4	1,6
	MIN	10,0	8,0	1,0	37,0	6,0	1,0
	MAX	34,0	26,0	1,0	207,0	15,0	6,0
	DE	7,9	5,4	0,0	49,4	2,8	1,7
	CV%	47,2%	32,9%	0,0%	60,4%	30,1%	101,8%

Dónde: Concentraciones presentes de HCO_3^-, ion Bicarbonato expresado en mg/l; Cl^-, ion Cloruro expresado en mg/l; $CO_3^=$, ion Carbonato expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

Los sultafos (SO_4^{-2}) se presentan, en general, en muy reducidas concentraciones, pocas veces superando 1 mg/l para la gran mayoría de muestras. Solo en cuerpos de agua se presentan concentraciones superiores, en cuando menos dos rangos, un primer grupo de hasta unos 80,0 mg/l como en lao Strobel y lagunas La Justita, El Ocho, Cardielito y Rodriguez2 y un segundo grupo de concentraciones notables como el lago Cardiel (promedio de 574,0 mg/l) y Rodriguez9 (207,0 mg/l).

1.1.3.7. Oxígeno Disuelto (OD). La cantidad de oxígeno disuelto en una corriente de agua o un cuerpo depende mayormente de su temperatura, de la salinidad y de la presión atmosférica en cada momento, lo cual es a su vez una función de la altitud como de las condiciones medias al momento de un monitoreo en particular (Allan y Castillo, 2007; Sullivan y otros, 2010; Akaahan y otros, 2016). Su rango de concentración puede variar en términos horarios, diarios, estacionales y anuales en aguas naturales dentro de un rango de unos 14,6 mg/l a 0°C y 1 bar hasta 6,4 mg/l en similar presión atmosférica y 40°C (McCutcheon y otros, 1993) con un óptimo estimado, para peces, en el orden de 8–10 mg/l (Svobodoba y otros, 1993).

Los cuerpos de agua presentaron una gran homogeneidad de la concentración de OD entre si y entre las diferentes oportunidades de muestreo (Tabla 8). En cada una de estas estaciones, primavera y verano, los muestreos

se extendieron durante un máximo de 15 días para cubrir los sitios establecidos en la SH1401, dando oportunidad a cambios en las condiciones medias ambientales que podrían explicar parcialmente las diferencias de OD entre cuerpos. Entre primavera y verano se midieron concentraciones promedio de 11,9 ± 1,4 mg/l (cv=12,1%) y 11,6 ± 2,4 mg/l (cv=20,4%), respectivamente. Algunos valores extremos, por sobre 12,0 mg/l se observaron en las lagunas Cardielito, Islote, Potrero, Rodriguez2 y el lago Quiroga Chico durante la primavera. En este último se midió la mayor concentración del proyecto, con 19,3 mg/l durante el muestreo de verano. Debe tenerse presente que, en el caso de los cuerpos de agua su tamaño condiciona en gran medida la representatividad de estas determinaciones. Mientras que las concentraciones de OD medidas en cuerpos pequeños pueden asumirse lo suficientemente representativas de toda la masa de agua, en los grandes cuerpos como lagos, se trata tan solo de un dato orientativo dado que dependiendo de sus dimensiones pueden existir importantes dinámicas de cambio en la superficie y estratificación en la columna de agua (Beltrán-Álvarez y otros, 2012).

Tabla 8. Parámetros relacionados con Materia Orgánica presente, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Oxígeno Disuelto para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1401 del lago Strobel.

		PRIMAVERA			VERANO		
		MO	**DBO**	**DO**	**MO**	**DBO**	**DO**
CUERPOS	PROM	< 0,08	8,9	11,9	8,9	5,3	11,6
	MIN	< 0,08	0,3	9,9	1,0	0,3	9,3
	MAX	< 0,08	24,0	16,0	42,3	14,1	19,3
	DE	Nd	9,1	1,4	10,6	3,36	2,4
	CV%	Nd	102,8%	12,1%	118,9%	63,3%	20,4%
RIOS	PROM	< 0,08	11,8	12,6	5,1	4,3	10,7
	MIN	< 0,08	<0,3	9,5	0,8	2,4	10,0
	MAX	3,68	24,0	19,1	13,0	8,7	11,9
	DE	Nd	10,4	3,2	5,0	1,8	0,7
	CV%	Nd	88,1%	25,7%	96,7%	42,6%	6,9%

Dónde: MO, contenido de materia orgánica, expresado en mg/l; DO, oxígeno disuelto, expresado en mg/l de O_2; DQO, demanda química de oxígeno, expresada en mg/l de O_2; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; Nd, no se dispone de datos para su cálculo apropiado.

En los cursos de agua se cumplió, mayormente, con una situación esperada, una menor concentración de OD durante el verano tardío (promedio de 10,7 ± 0,7 mg/l, cv=6,9%) respecto a la primavera (12,6 ± 3,2 mg/l,

cv=25,7%). Entre los casos notables por su alta concentración es posible mencionar durante la primavera al río Barrancoso (19,1 mg/l) y el arroyo Cerro Bajo (15,7 mg/l). La variabilidad es alta entre sitios muestreados, en especial durante la primavera, lo que determina que aunque la correlación es positiva en relación a OD y los caudales, su indicador no resultó de relevancia (coef.correl.= 0,041; r^2= 0,002). Este comportamiento es similar al caso de los cuerpos de agua, en términos de su relación entre OD y volumen estacional (coef.correl.= 0,035; r^2= 0,001).

1.1.3.8. Materia orgánica y demanda de O_2 para su degradación. Todos los ríos y cuerpos de agua de superficie del mundo contienen materia orgánica en diferentes formas y sus concentraciones relativas son mayormente, entre otros aspectos, una función del clima y de la productividad vegetal del paisaje circundante (Mostofa y otros, 2013). Por su posicion en las porciones bajas del paisaje, las aguas de superficie son altamente susceptibles a la acumulación con MO siendo los receptores naturales de todo el escurrimiento de una cuenca (Hem, 1985; Vigiak y otros, 2019), como así también el destino final del arrastre eólico. La presencia de MO presente y la DBO pueden no guardar una relación lo suficientemente estrecha como para interpretarse mutuamente dado que existen múltiples factores que condicionan la degradación de la primera, resultando en una importante variabilidad espacial y temporal posible de la segunda mencionada, dependiendo de circunstancias como el tipo y concentración de MO y factores ambientales (Vigiak y otros, 2019).

Prácticamente, no se detectó MO durante los muestreos de primavera, en ninguno de los cuerpos de agua de la SH1401 e incluso entre los ríos, tan solo el Cardiel evidenció una concentración de 3,68 mg/l, por sobre el umbral mínimo de detección aplicado de 0,08 mg/l (Tabla 8). En el verano, la concentración promedio resultó de 8,9 ± 10,6 mg/l (cv= 118,9%) en los cuerpos de agua de la micro región, con una ligera mayor presencia en las lagunas, especialmente someras de poca profundidad en comparación a las grandes lagunas y lagos, con valores de 10,3 mg/l versus de 6,2 mg/l, respectivamente. En esta última estación, los ríos promediaron una concentración de 5,1 ± 5,0 (cv= 98%).

En términos generales, para los diferentes grupos de cuerpos muestreados (lagunas, lagos y ríos), siempre pudo comprobarse que durante la primavera la DBO_5 demostró ser ligeramente mayor respecto al verano, desde 5,5 a 7,5 mg/l de O_2 en el caso de las lagunas, respectivamente; de 5,0 a 11,0 mg/l en lagos; y 4,3 a 11,8 mg/l en los cursos. La variabilidad espacial en todos los casos fue alta, pero especialmente en las grandes lagunas y lagos, durante la primavera, donde se detectaron los valores de DBO_5 más altos de la región,

entre 2,16 y 24 mg/l de O_2 en Islote, La Justita, Quiroga Chico y Cardiel. La DQO se mantuvo en la gran mayoría de las muestras siempre bajo el límite de detección utilizado en este proyecto (< 16 mg/l), habiéndose alcanzado una concentración máxima de 32 mg/l de O_2 tan solo en los mismos 4 grandes cuerpos de agua mencionados, como así también en la sección Puesto Vilches del tramo superior del arroyo El Moro, en coincidencia con la observación de gran cantidad de carcasas y vísceras de pescas furtivas acumuladas a lo largo del curso.

1.1.3.9. Hidrocarburos. No se detectó la presencia de hidrocarburos, en la forma de TPH, en aguas de la región.

1.1.3.10. Metales pesados. A partir de los umbrales mínimos de detección utilizados en el presente proyecto y los valores guías establecidos en diversas normas internacionales, para la detección de los diferentes metales propuestos, es posible establecer que, en caso de existir concentraciones de sus formas en el agua, éstos se encuentran por debajo de los niveles guías propuestos para aguas naturales (ver Anexo I de este informe).

Solo dos elementos, entre la batería propuesta para analizar en el presente estudio, se detectaron en la región del SH1401. En laguna Cardielito, en la meseta del lago Strobel, y en el lago Cardiel se encontró Arsénico (As), en concentraciones de 5 – 9 µg/l para el primer caso y 8 µg/l en el segundo. La concentración de As en aguas naturales de superficie sin contaminación antrópica suelen encontrarse en un promedio mundial de < 10 µg/l, con el rango más común entre 1 – 2 µg/l, pudiendo alcanzar referencias citadas de hasta 1 g/l en sitios altamente contaminados (WHO, 2011a; IARC, 2018). Su mayor presencia en el mundo es en aguas subterráneas (RSA – CONICET, 2018). Su origen natural es mayormente volcánico, como podría tratarse en la región bajo estudio, asociado a suelos arseníferos a través de los cuales se produce la movilización hacia las napas de agua bajo condiciones hidrogeoquímicas de alto pH en condiciones aeróbicas (RSA-CONICET, 2018), o bien por actividad hidrotermal, emisiones volcánicas, ascensos magmáticos, entre otros (Fernández Turiel y otros, 2005).

El Aluminio (Al), el segundo metal encontrado en la SH1401, es uno de los elementos metálicos más abundantes del planeta, encontrándoselo naturalmente en formas asociadas gran cantidad de elementos o bien, en complejos con la materia orgánica (Rosseland y otros, 1990; WHO, 2003a). Su liberación y movilidad posterior en el medio puede resultar de una diversidad de procesos naturales como la intemperización, la dinámica de las aguas en contacto, las interacciones en suelo y las características del propio sustrato

geológico (WHO, 2003a). El significado final de su concentración en un ecosistema es altamente variable dependiendo de los organismos incluidos en éste y la respuesta asociada a su presencia (Rosseland y otros, 1990). Su presencia natural es tal en multiplicidad de ambientes y biodisponibilidades que no puede ser considerado un contaminante en el sentido estricto del término (Sparling y Lowe, 1996).

Prácticamente todas las aguas analizadas en la SH1401 presentaron concentraciones detectables de Al (> 0,001 mg/l), en promedio en torno a 0,047 mg/l ± 0,060 mg/l, con una gran variabilidad entre situaciones (cv=128%). Los cursos presentaron mayores concentraciones en comparación a los cuerpos (promedios de 0,058 ± 0,08 mg/l vs 0,039 mg/l ± 0,04 mg/l, respectivamente) y, entre éstos, los menores caudales en todos ellos durante el verano tardío, mostraron mayores concentraciones respecto a la primavera, un momento anual de mayores caudales (promedios de 0,086 ± 0,02 mg/l vs 0,027 mg/l ± 0,10 mg/l, respectivamente). La variabilidad, no obstante, es amplia entre los diferentes cursos para ambos momentos de muestreo, lo que determina una correlación baja para este comportamiento (coef.corr.= 0,322, r^2= 0,104). Entre los cuerpos de agua se presentó una situación inversa a los cursos, las mayores concentraciones de Al se observaron durante el final del verano, con promedios de 0,054 ± 0,04 mg/l vs 0,023 mg/l ± 0,02 mg/l, para septiembre y marzo, respectivamente. En este caso, las correlaciones resultaron de coef.corr.= -0,292 y r^2= 0,085.

Concentraciones destacables de Al que ameritan una mención particular por destacarse del resto: hacia finales del verano (i) el tramo bajo del río Barrancoso (0,255 mg/l), (ii) su tramo superior (0,270 mg/l) y (iii) el lago Quiroga Grande (0,12 mg/l); durante la primavera (iv) las lagunas Rodríguez2 (0,115 mg/l) y (v) Rodríguez9 (0,140 mg/l).

1.1.3.11. Compuestos de nitrógeno y fósforo. El nitrógeno (N_2) y el Fósforo (P) representan dos elementos de la mayor importancia biológica. El N_2 posee valor tanto para la evaluación de la calidad del agua como nutriente para las plantas como así también por la toxicidad de algunas de sus formas químicas, para el consumo humano o el ambiente acuático, cuando éstas superan determinadas concentraciones, ocasionando eutrofización (McCarthy, 1986; Weiner, 2008; Puijenbroek y otros, 2019). Las principales formas del N_2 presentes en el agua natural son los Nitratos (NO_3^-), el Amonio (NH_4^+) y los Nitritos (NO_2^-), (McCutcheon y otros, 1993; Maybeck, 1982). En el caso del P, en cursos y cuerpos de agua naturales, suele presentarse en la forma de

Ortofosfato (PO_4^{3-}, incluyendo $H_2PO_4^-$ y $HPO_4^=$), (Maybeck, 1982; FAO, 1987; Mylavarapu, 2011).

El NO_3^- representa la forma más estable del N_2 en las aguas naturales y la forma química más importante mediante la cual es asimilado por organismos fotosintéticos como nutriente (Feth, 1966). Su concentración en aguas naturales de ríos suele ser baja, por debajo de la unidad en mg/l pero hasta valores de 250,0 mg/l en cuerpos libres de contaminación (McCutcheon y otros, 1992). En aguas de ríos y arroyos de la SH1401 se promediaron entre 1,0 y 0,7 mg/l entre temporadas (verano y primavera, respectivamente), sin un patrón de comportamiento estacional específico. Los cursos tributarios del lago Cardiel evidenciaron mayores valores que los ubicados en la meseta alta del Strobel, con un rango de concentraciones entre 0,6 – 1,7 mg/l (Querón, Cardiel, Infante, Areniscas y Lavas) mientras que en el caso de El Moro y El Barrancoso < 0,1 mg/l. En el caso de los NO_2^- nunca se superó la concentración de 0,15 mg/l en ningún caso, pudiendo considerarselo de presencia irrelevante, en términos de las referencias disponibles para aguas naturales de superficie (ver Anexo I).

Los Fosfatos pueden ocurrir en aguas naturales en dos fases, particulada o disuelta. En el primer caso como parte de microorganismos vivos o muertos arrastrados por la columna de agua, precipitado en sedimentos o adsorbido en particulas arrastradas por la corriente, mientras en la segunda se incluyen formas inorgánicas del P, constituyentes orgánicos en excretas o en forma coloidal. En general, en aguas naturales, pueden esperarse concentraciones muy bajas, del orden de 0,1 mg/l o menos en condiciones de buena conservación; de hasta 1,0 mg/l en el caso de cursos contaminados o más; y entre 1,0–5,0 mg/l en vertidos tratados o mezclas de éstos con aguas naturales (McCutcheon y otros, 1993). El Fosfato es una de las formas dominantes del P en ecosistemas acuáticos, fácilmente inmovilizable mediante reacciones con Aluminio o precipitable con Calcio en ambientes alcalinos (Boyd (2015), todas situaciones comunes en las aguas de la SH1401 a través de las cuales el P forma precipitados insolubles en el sedimento. Así, las concentraciones de P total esperables de encontrar en aguas naturales raramente superan los 0,5 mg/l (McCutcheon y otros, 1992; Boyd, 2015).

Con unas pocas excepciones, las aguas de los cursos en la micro región, siempre se encontraron por debajo de 0,5 mg/l. Los arroyos Querón (tributario directo del lago Cardiel) y El Moro (tributario del lago Strobel) evidenciaron concentraciones de 2,95 y 0,90 mg/l respectivamente, ambos con pH próximos a la neutralidad o muy ligeramente alcalinos (7,70 – 8,0) y con concentraciones relativamente bajas de Aluminio en el contexto de las aguas de la micro región (< 0,035 mg/l). Entre los cuerpos de agua, laguna La Justita

(2,95 mg/l), Rodríguez2 (1,11 mg/l) y Rodriguez9 (1,13 mg/l) resultaron los únicos valores por sobre la referencia citada (ver Anexo I).

1.1.3.12. Microbiologia[3]. Se detectó la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en la mayor proporción de las aguas muestreadas, durante ambas temporadas, en muchas de estas locación, en ambos muestreos a la vez. Se trata de una especie muy común, ubicua en ambientes acuáticos si bien con la capacidad incluso de multiplicarse y colonizar ambientes edáficos debido a sus bajos requerimientos nutritivos y adaptabilidad a un importante rango de temperaturas, en coincidencia con los hábitat de las bacterias entéricas (Freitas y otros, 2008; Ullah y otros, 2012; Lušič y otros, 2021). Su origen no es fecal, sin embargo la presencia de elevados contenidos de materia orgánica pueden conducir a una presencia significativa y con una supervivencia significativa (Freitas y otros, 2008). En tal sentido también representa un importante bioindicador de la calidad de las aguas (Arcos Pulido y otros, 2015). Entre los pocos cursos y cuerpos entre los cuales no se la encontró pueden mencionarse los ríos Belgrano y Robles en sus tramos superiores, lago Burmeister en el Parque Nacional Perito Moreno, laguna La Oriental, arroyo El Águila, todos ellos en la cuenca alta del sistema hidrográfico de los ríos Belgrano – Chico; en el lago Strobel, arroyo El Moro y lago Quiroga Grande, en la meseta alta del lago Strobel; y, dentro del recorrido principal del río Chico en diferentes y alternados puntos.

También se detectó una presencia generalizada en muestras de agua, cuerpos, cursos y temporadas de muestreo de *Escherichia coli*, una enterobacteria coliforme con características bioquímicas tales que permiten utilizarla como indicador de contaminación fecal del agua, particularmente procedente del intestino de humanos y animales (Arcos Pulido y otros, 2015; Schuettpelz, 1969; The British Columbia Ground Water Association, 2007; Ríos Tobón y otros, 2017). Existe un importante volumen de investigaciones relacionadas con las capacidades bactericidas de las aguas naturales de superficie, como por ejemplo a partir de la exposición a la radiación solar, el pH, la presencia de metales en disolución y temperatura, entre otros (Wcsilo y Chróst, 2000) por lo que suele utilizarse (un atributo compartido con el grupo de las bacteria coliformes fecales o termotolerantes) como un indcador de contaminación reciente (Ríos Tobón y otros, 2017). Sin embargo, aún cuando hasta no hace mucho tiempo se aseguraba sobre su corta vida en ambientes naturales, en años recientes se ha comprobado no solo sus capacidades de

[3] Dado que la presencia de bacterias coliformes y las especies propuestas se encuentra en forma generalizada en toda la región estudiada en el presente informe, se hace una presentación de resultados del total de subregiones en este apartado.

supervivencia en diferentes condiciones ambientales sino incluso capacidades potenciales de multiplicación y colonización (Ishii y Sadowsky, 2008; Vital y otros, 2008).

Se encontró a *E. coli* en lagunas como Cardielito, España, La Justita, Islote, Chanchos y Rodriguez9, grandes cuerpos como el lago Quiroga Chico, además del río Barrancoso y arroyo El Moro, todos éstos en la meseta alta del lago Strobel; también en lagunas bajas del resto de la región como Sierra Andía y Manantial de las Chinas; y en forma generalizada en ríos. En numerosas ocasiones, en ambas campañas, la presencia de coliformes fecales superó los umbrales máximos de contabilización establecidos en 200 NMP/100 ml y de 1.000 UFC/ml para el grupo de bacterias aerobias. Entre estos casos puede mencionarse lagunas como Manantial de las Chinas, Sierra Andía, La Justita, Islote, Cardielito, los vertidos cloacales urbanos de la localidad de Gobernador Gregores y el curso de agua receptor de éstos, entre otros casos.

1.2. Región del río Chalía

Durante el 2021 – 2022 esta región se presentó tempranamente seca, a la salida del invierno, manteniéndose así hasta finales del verano. Ninguna laguna de la región logró completarse con agua, resultando solo posible el muestreo de aguas de superficie en tres secciones del río Chalía, representativas de sus tramos superior (próximo a la localidad de Tres Lagos), medio (en Estancia La tapera) y bajo, previo a la confluencia con el río Chico (Estancia La Julia).

1.2.1. Hidrografía e hidrología de superficie. La subregión hidrográfica del rio Chalía, identificada como SH1403 por Diaz y otros (2021), consiste en una cuenca exorreica, de 8.644,95 km^2, con un desarrollo predominantemente oeste – este en la porción sur de la RH14, con una cota promedio de 337,5 msnm (50% de la distribución hipsométrica), (Figura 9). Entre los puntos extremos (occidentales) que dan origen a su red hidrográfica, se encuentran la Meseta del Viento, con elevaciones entre 1.400 y 1.650 msnm, divisoria de aguas con la cuenca vertiente del lago Viedma y origen de los escurrimientos del río **Chalía**. Éste es uno de los únicos dos ríos de régimen permanente en la región (algunos años excepcionales también semipermanente) y el más extenso (259,0 km de extensión), seguido del río **Potranca** (29,5 km) con nacientes en cerros sin toponimia, de entre 1.800 y 1.961 msnm y confluyendo con el primero mencionado a la altura del casco del Establecimiento Agropecuario 9 de Julio. Completa esta red de escurrimiento,

en su cabecera, una red de cursos intermitentes en el fondo de la Vega del Barón de Soria, antiguo paleocauce que originalmente drenaba aguas del actual Lago Tar hacia la vertiente Atlántica. Al igual que con otros cauces menores a lo largo del recorrido principal del Chalía, como el Cañadón del Puesto, pueden tributar caudales significativos en otoños lluviosos y en primaveras tempranas a la salida de inviernos en los cuales se hubieran registrado buenas nevadas.

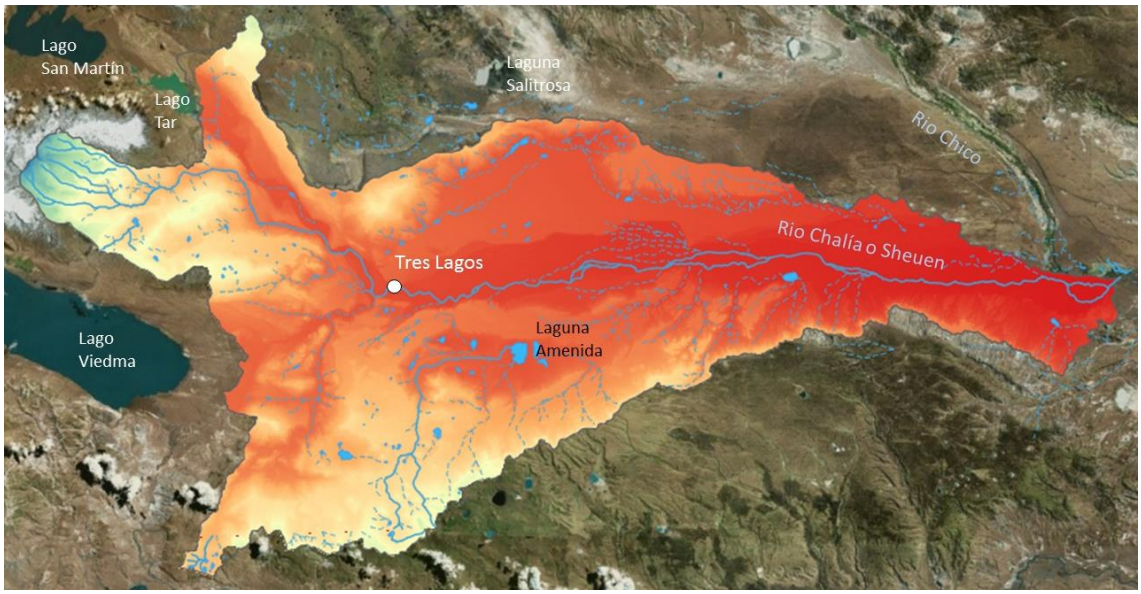


Figura 9. Ubicación y distribución de elevaciones en la Subregión Hidrográfica del río Shehuen o Chalía (SH1403), de acuerdo con la propuesta de Diaz y otros (2021).

Se contabilizaron unos 578 bajos o cubetas que hacia la primavera de 2018 contaban con alguna superficie de agua libre. Totalizan unos 37,8 km^2 (3.780 ha) de las cuales un 99,2% no alcanzan a una hectárea de extensión.

La SH1403 carece de lagos y lagunas grandes o incluso de cuerpos de agua permanentes. El análisis de la **ocurrencia de agua** en la región solo evidencia, para el total de cuerpos o cubetas identificados, hasta 25% del registro temporal disponible mediante imágenes (36 años entre 1984 y 2020). Incluso, unos 26 km^2 de bajos inundables, equivalente a un 89,3 % de la superficie lagunar medida en 2018 (balance a través de imágenes de alta resolución DigitalGlobe WorldView) solo ha mantenido agua durante un 5% del tiempo de registro, equivalente (estimativamente) a poco menos de 21 meses[4]. Con la excepción de una pequeña porción de territorio por el que discurre agua

[4] Se trata de una referencia orientativa que no debe tomarse en forma absoluta, dado que los cálculos se basan en el total de imágenes disponibles públicamente en bancos de escenas disponibles Landsat, que tienen importantes vacíos en la secuencia temporal, desde 1984 hasta 2020, incluso desbalanceado entre el período previo y posterior al año 2000.

permanentemente en cursos, un 99,6% del territorio suele estar libre de agua en superficie, durante un año promedio. Estos datos se convalidan con el análisis de la **estacionalidad**, gracias al cual es posible determinar que un 51,5% de los cuerpos lagunares solo tiene una vida media anual de un mes o menos (una superficie de 15,0 km^2); un 84,5% de la superficie lagunar logra mantenerse hasta unos 3 meses cada año, dependiendo de la oferta de agua de fusión nival (24,6 km^2 totales); y tan solo un 10,8 % (3,2 km^2) podría durar un año redondo solo en situaciones de buena oferta nival – pluvial, la que ocurre cada vez menos en décadas recientes.

Solo un 4,4 % de la superficie lagunar de la SH1403 (3,0 km^2) ha sido de cobertura permanente, o bien ha comenzado a serlo dentro de los más recientes 36 años de registros (Tabla 9). La mayor proporción de cuerpos en este período, consiste en aquellos que han experimentado algún tipo de degradación sea por la pérdida definitiva de sus aguas o “secado” (14,5%), las que han degradado su carácter de permanente a estacional (6,5%), de estacional a efímeras (18,9%), o simplemente tratándose de cuerpos efímeros con una vida media anual de unas pocas semanas (22,9%), en su conjunto totalizando un 73,9% o, lo que es equivalente, a 49,2 km^2.

Tabla 9. Categorías del comportamiento transicional (intraanual) de las superficies de lagos y lagunas en la SH1403 y su representatividad porcentual promedio entre extremos temporales de la serie de registros disponibles 1984 – 2020. Elaborado a partir de Join Research Centre (2021).

Categoría	Sup km^2	Representatividad
Permanente	1,8	2,7 %
Estacional	7,4	11,2 %
Efímero permanente [1]	2,4	3,7 %
Efímero estacional [2]	12,8	19,2 %
Perdido definitivamente [3]	9,6	14,5 %
Estacionalidad perdida [4]	12,6	18,9 %
Permanente a estacional	4,3	6,5 %
Nuevo permanente	1,2	1,8 %
Nuevo estacional	14,2	21,3 %
Estacional a permanente	0,2	0,3 %

Dónde: [1] superficies de tierra al inicio de la secuencia temporal de registros que se transformó y mantuvo como superficie con agua permanente durante algún tiempo y termino desapareciendo por una secuencia larga del tiempo al final de la serie; [2] o bien tierras en las cuales se cubrieron de agua durante una secuencia de años con comportamiento estacional, pero que al final terminaron desapareciendo; [3] áreas con agua al inicio de la serie, con régimen permanente, que han desaparecido por completo; [4] similar destino al precedente pero en cuerpos de carácter estacional al inicio de la serie 1984-2020.

Paralelamente al retraimiento observado en el comportamiento de la superficie lagunar de la región, la producción de caudales del río Chalía también experimenta una tendencia decreciente en el período más reciente del que se tiene registros continuos (2010 – 2022), (Figura 10). Por el momento se trata de una serie corta y con alta variabilidad, la disponible, como para establecer conclusiones fuertes acerca de esta dinámica y eventualmente su comportamiento futuro. En consecuencia, sus estadísticos no resultan significativos. No obstante lo cual permite establecer que en poco más de 10 años, la SH perdieron (en su cabecera) unos 3,9 hm^3 anuales, equivalente a un 8,3 % de la producción (modelizada) en 2010. Mediante un análisis de imágenes de alta resolución (DigitalGlobe WorldView 2) no se detectaron obras hidráulicas aguas arriba de este hidrómetro[5] por lo que solo puede hipotetizarse que la tendencia decreciente es exclusivamente de origen natural.

Estacionalmente, verano y primavera también evidencian tendencias decrecientes (no significativas) en la producción de caudales, más pronunciadas en el primer caso, mientras que otoño e invierno, tendencias ligeramente crecientes (Figura 11). No se conocen registros de precipitación nívea en la región, sin embargo teniendo en cuenta que las temperaturas medias de las estaciones frías presentan un ligero aumento en décadas recientes, con un ligero acortamiento del período de heladas y una decreciente producción de nieves (en espesor y duración dentro de la temporada), según observaciones de antiguos pobladores, podría hipotetizarse que parte de esta mayor producción de lluvias sea a expensas de la pérdida de precipitación nívea. El verano es la estación que acusa la mayor tendencia al 'secamiento' del río, con una pérdida en 12 años del orden de 12,5 hm^3 anuales, equivalente a poco más de la mitad en 2022 del caudal que arrastraba en 2010. Otoño e invierno juntos, contribuyen con unos 11,7 hm^3 anuales de recuperación en la misma serie de tiempo, si bien, como un argumento a favor de la hipótesis previamente planteada que estos caudales crecientes se producirían a expensas de una caída en la producción de nieve estacional, en la primavera vuelve a experimentarse una tendencia decreciente en la producción de agua, con 3,1 hm^3 menos en 2022 respecto a 2010.

[5] Este relevamiento no ha sido convalidado con registros públicos de obras autorizadas por la autoridad de aplicación provincial, resultando tan solo aproximativo.

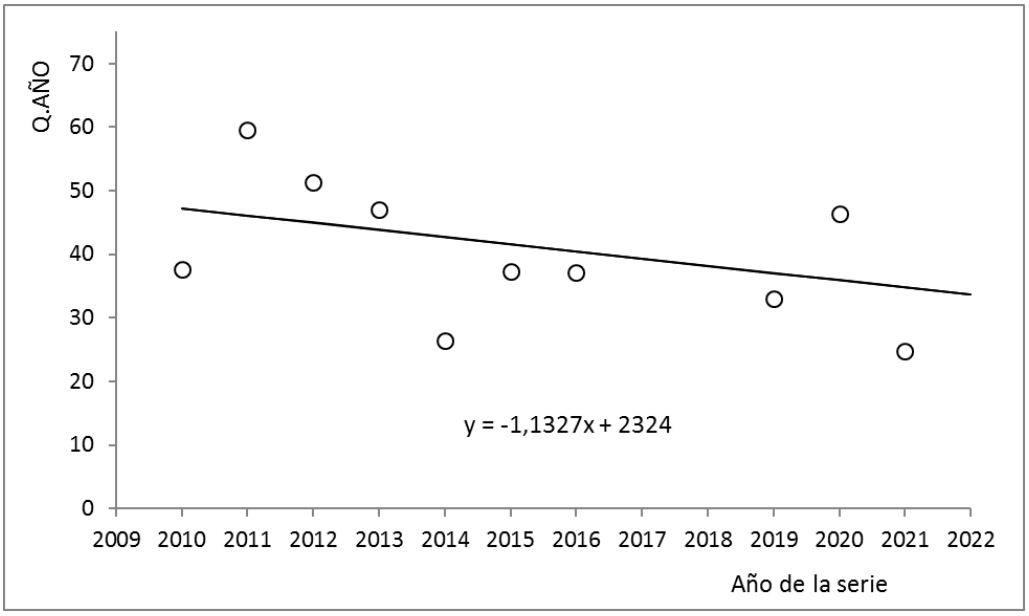


Figura 10. Tendencia reciente de la producción anual de agua del río Chalía, determinado en la sección 2827 del SNIH (Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina), expresado en hm^3. Estadísticos Z de tendencia MK= -1,03 (no significativo a $p<0,05$); pendiente Q de Sens= -1,133.

Desafortunadamente no se dispone de estadística continua de caudales en la sección final del río Chalía, antes de su confluencia con el río Chico, para establecer la dinámica superficial del agua tras recorrer todo su valle. Los pocos aforos de referencia dan cuenta de una escasa oferta de agua allí (consultar el análisis de la hidrología regional en el Tomo I de este informe) durante todo el año y muy especialmente durante el estiaje. Incluso en estos muy escasos caudales, no resulta posible por el momento discriminar que proporción de éstos es aportada por los escurrimientos naturales de la SH1404 y cuál de excedencias superficiales y subsuperficiales de los drenajes del sistema de irrigación por canales alimentados por el trasvase de aguas del río Chico, del establecimiento agropecuario La Julia. Por otra parte, en este tramo desde la ubicación del hidrómetro SNIH 2827 y hasta la desembocadura del río, en el puente sobre la RP27, si ha resultado posible detectar diversas obras hidráulicas de derivación de caudales, mediante análisis de imágenes, si bien sin poder establecerse los volúmenes involucrados. Con ello, el comportamiento de los reducidos caudales habituales al final de la red hidrográfica resulta de una combinación natural y antrópica de difícil, sino imposible, aproximación con los datos actualmente disponibles.

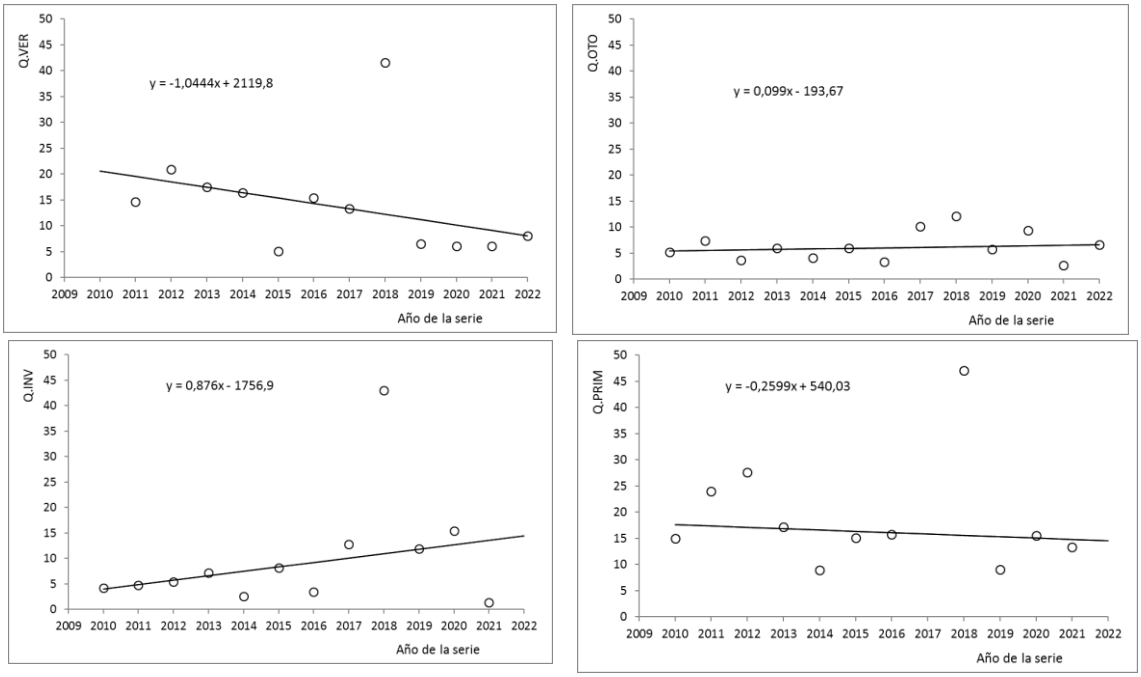


Figura 11. Tendencia reciente de la producción estacional de aguas del río Chalía, determinado en la sección 2827 del SNIH para verano (sup.izq.), otoño (sup.der.), invierno (inf.izq.) y primavera (inf.der.), expresado en todos los casos en hm^3. Estadísticos Z de tendencia MK: ver= -1,58, oto= +0,37, inv= +1,30, prim= -0,34 (en ningún caso no significativo a $p<0,05$); pendientes Q de Sens: ver= -1,044, oto= +0,099, inv= +0,876, prim= -0,260.

1.2.2. Hidroclima y su tendencia recientes. Las lluvias anuales promedio en la SH1403 alcanzan unos 148,0 mm ± 15,1 mm, ligeramente por debajo del promedio documentado para igual período, en la meseta del lago Strobel (ver apartado 1.1.2). La región es bastante homogénea en cuanto a la distribución espacial de sus láminas anuales, encontrándose tan solo un par de sitios ligeramente más llovedores en el extremo este de la región, en la zona de Estancia La Julia, desembocadura del Chalía en el río Chico, y en la zona alta naciente del Chalía mismo, en ambos casos con unos 160 – 190 mm/año (Figura 12).

Se presenta una notoria homogeneidad en la distribución estacional de lluvias en torno a 39 y 41 mm anuales, en la SH1403 (Tabla 10), si bien en su distribución espacial entre las diferentes estaciones si se presentan ligeros corrimientos de las isohietas (Figura 13). De igual forma que lo comentado para la micro región SH1401, en este caso no se dispone de registros de acumulación de nieve como para establecer cuanta lámina equivalente en más de agua podría estar produciéndose por el derretimiento de invierno y primavera.

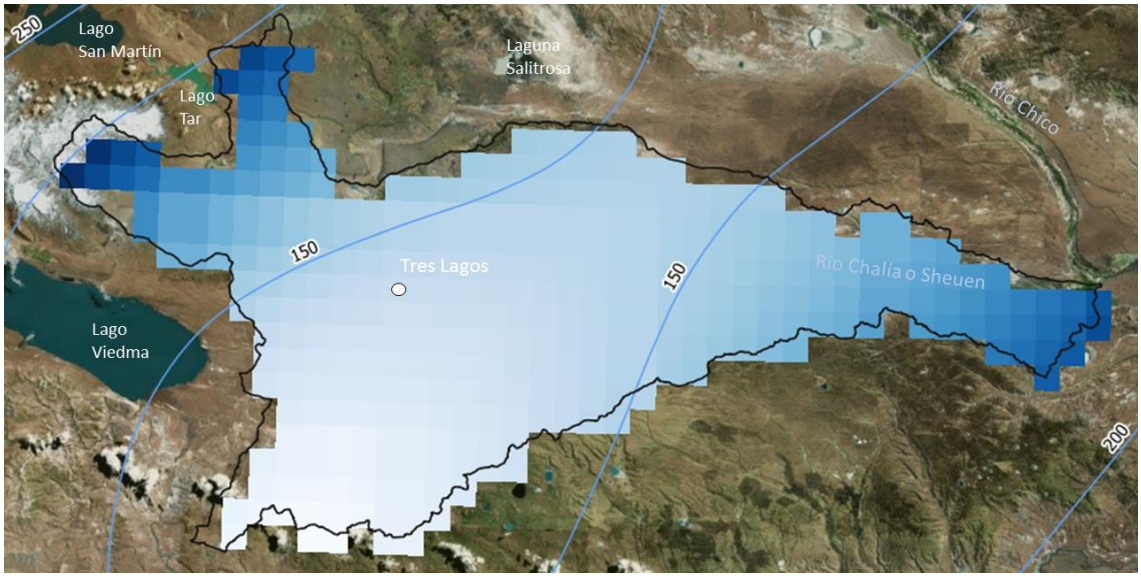


Figura 12. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas anuales para el período normal 1995-2014 (adaptado de Almonacid y otros, 2021), en la SH1403 del río Chalía.

A diferencia de la meseta alta del lago Strobel, en la SH1403 el año 2021 se presentó en general ligeramente menos llovedor respecto al período normal de la región (si bien en términos prácticos puede asumirse bastante similar, con 146,6 mm en 2021 respecto a los 148,8 del período normal) aunque con comportamientos diferenciales entre estaciones y una mayor variabilidad espacial. Así, mientras el verano resultó particularmente seco, en términos de la lámina total precipitada (17,1 mm), las restantes estaciones se presentaron ligeramente más húmedas, en especial la primavera, con una importante variabilidad espacial. Es decir que estos comportamientos no fueron del todo parejos dentro de toda la extensión de la RH1403 (Tabla 10). La variabilidad en las precipitaciones dentro de la primavera alcanzó 49,9 mm en toda la región, un 81,6% de la lámina promedio en la estación. De igual manera, la propia lámina anual evidenció desvíos del orden de los 72,0 mm, equivalente a un 49,7%.

Las tendencias de corto y largo plazo, para 6 (2015 – 2021) y 36 años (1995 – 2021) respectivamente, muestran algunas similitudes y diferencias respecto a lo observado en la SH1401. Verano y primavera muestran una coincidencia entre ambas regiones, la primer estación con una tendencia creciente pronunciada desde 1995 hasta el presente (T% SH 95-21), en el caso de SH1403, de un 30% mientras que para la segunda estación con tendencia decreciente del orden de -10,6%. El otoño, siguiendo la inercia del verano, también muestra una tendencia creciente poco significativa, del orden de 0,8%, mientras que el invierno se presente con tendencia decreciente, en igual

magnitud a la primavera. Incluso, todos estos procesos presentan una muy fuerte variabilidad espacial que determina que los valores medios de toda la región sean solo orientativos (Figuras 13 y 14). En el corto plazo, por otro lado, tras el período muy seco que atravesó casi la totalidad de la provincia en el año 2015, las tendencias analizadas desde entonces y hasta el presente son crecientes y con una fuerte recuperación, aún cuando las láminas totales anuales y estacionales solo resultan en este último año ligeramente superiores al período normal (Dif% 21vs20y). Al igual que en la SH1401, estas tasas de incremento en la SH1403 han sido importantes durante otoño, invierno y primavera, incluso en términos de la lámina total anual, con un 154% de tendencia creciente en solo 6 años. La situación más llamativa es la del invierno, con una tendencia del +2.559% producto de haber iniciado un ciclo con prácticamente ninguna lluvia en 2015 para la región completa. El verano, sin embargo, en la SH1401 sigue manifestando en el corto plazo también una tendencia a una menor producción regular de lluvias, tendiendo a revertir el comportamiento observable del largo plazo.

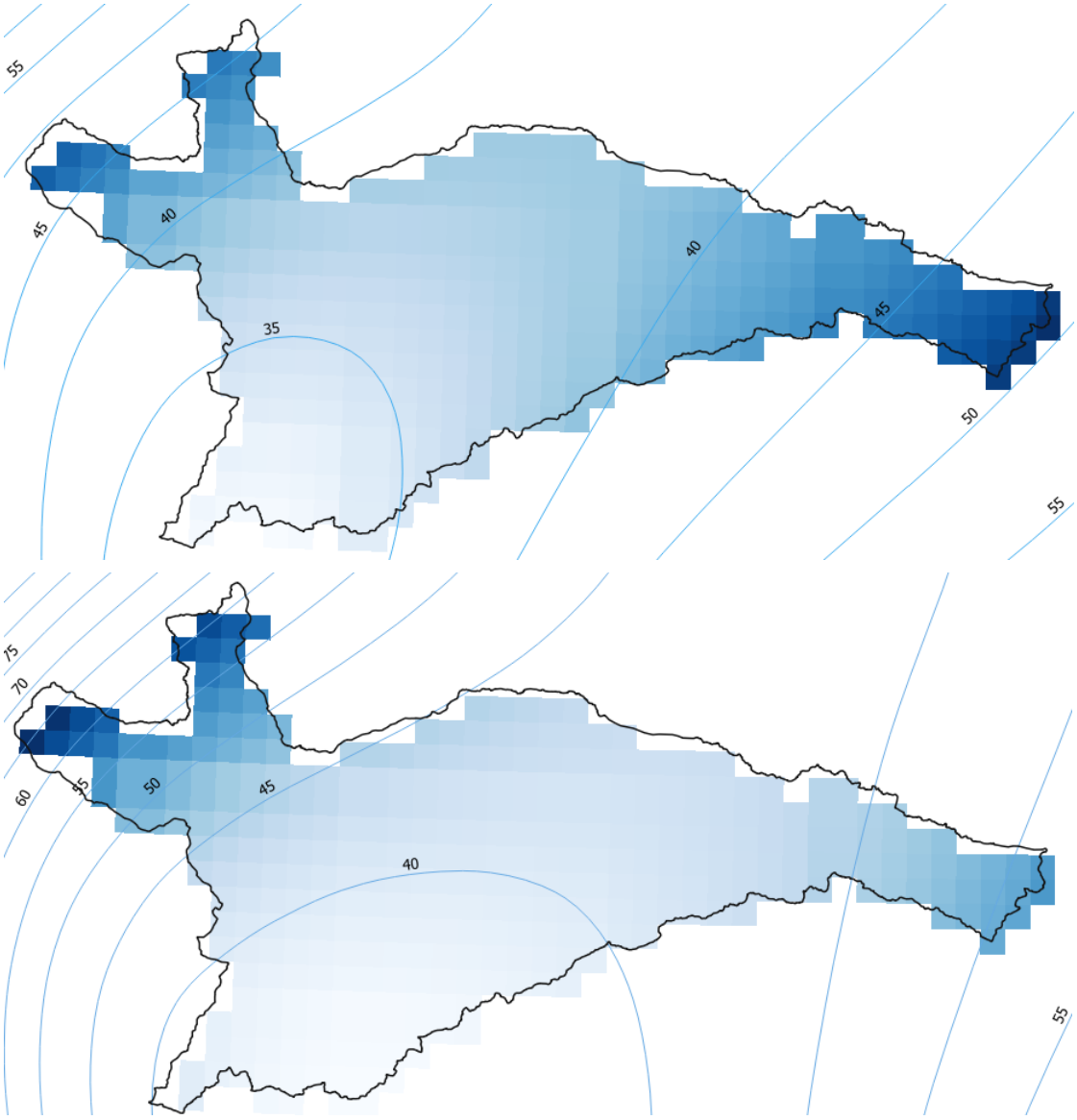
Tabla 10. Estadísticos modelizados de lluvias para la SH1403 desde el inicio de registros regionales en 1995 hasta 2021, a partir de bases de datos grilladas elaboradas por Almonacid y otros (2021) y Diaz y otros (2022).

Estadístico	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Año
Normal 95-14 [1]	39,9 ± 4,3	40,0 ± 3,9	38,8 ± 2,3	40,7 ± 4,3	148,8 ± 15,1
Lluvias 2021 [2]	17,1 ± 6,1	45,6 ± 11,4	42,4 ± 11,4	60,8 ± 49,6	146,6 ± 72,0
Dif% 21vs20y [3]	42,8 %	114,0 %	109,3 %	149,3 %	98,9 %
T% SH 15-21 [7]	-31,0 %	+40,5 %	+2.558,8 %	+173,8 %	+154,1 %
T% SH 95-21 [4]	+30,0 %	+0,8 %	-10,2 %	-10,6 %	+5,5 %
T% RH14 95-21 [5]	+47,3 %	-15,0 %	-15,7 %	-5,8 %	-5,8 %
T% REG 95-21 [6]	+50,9 %	-6,5 %	-8,7 %	-9,1 %	-5,7 %

Dónde: [1] Precipitación promedio del período normal 1994 – 2015, de acuerdo a modelos grillados de Almonacid y otros (2021); [2] Situación de lluvias en 2021 modelizadas a partir de estaciones en el entorno pero ninguna existente dentro de los límites de SH1401; [3] Relación porcentual entre lluvias registradas en 2021 en relación al promedio normal (1995-2014), dado que los promedios mensuales poseen variabilidades propias, la suma de medias estacionales no necesariamente iguala a la media anual modelizada; [4] Tendencia general de largo plazo (26 años de registro modelizado), expresado en porcentaje de lluvias entre extremos de la serie 2021 y 1995, para la subregión hidrográfica SH1401; [5] Mismo estadístico anterior, promedio para toda la región hidrográfica de los ríos Chico y Chalía (RH14), presentado en Tabla 3; [6] Mismo estadístico anterior, promedio de las 14 regiones hidrográficas de Patagonia Austral, presentado en Tabla 3; [7] Tendencia general de corto plazo (6 años entre 2015 y 2021, modelizado). Calculado a partir de modelos elaborados por Diaz y otros (2022).

La comparación entre las tendencias estacionales y anual en esta micro región contribuye en la argumentación de que los procesos de mayor y menor precipitación no están sucediendo de igual magnitud e intensidad en el territorio circundante, tanto dentro de la misma región hidrográfica (T% RH14 95-21) como de la Patagonia Austral en general (T% REG 95-21), según lo presentado por Diaz y otros (2022).

El balance hídrico estacional y anual, calculado entre las precipitaciones medias del período normal (1995-2014) y la evapotranspiración de referencia mediante el método de Penman-Monteith, es fuertemente deficitario (Figura 15), con una lámina total anual en defecto estimada en 834,4 mm equivalente a unos 7.211,4 hm^3/año.



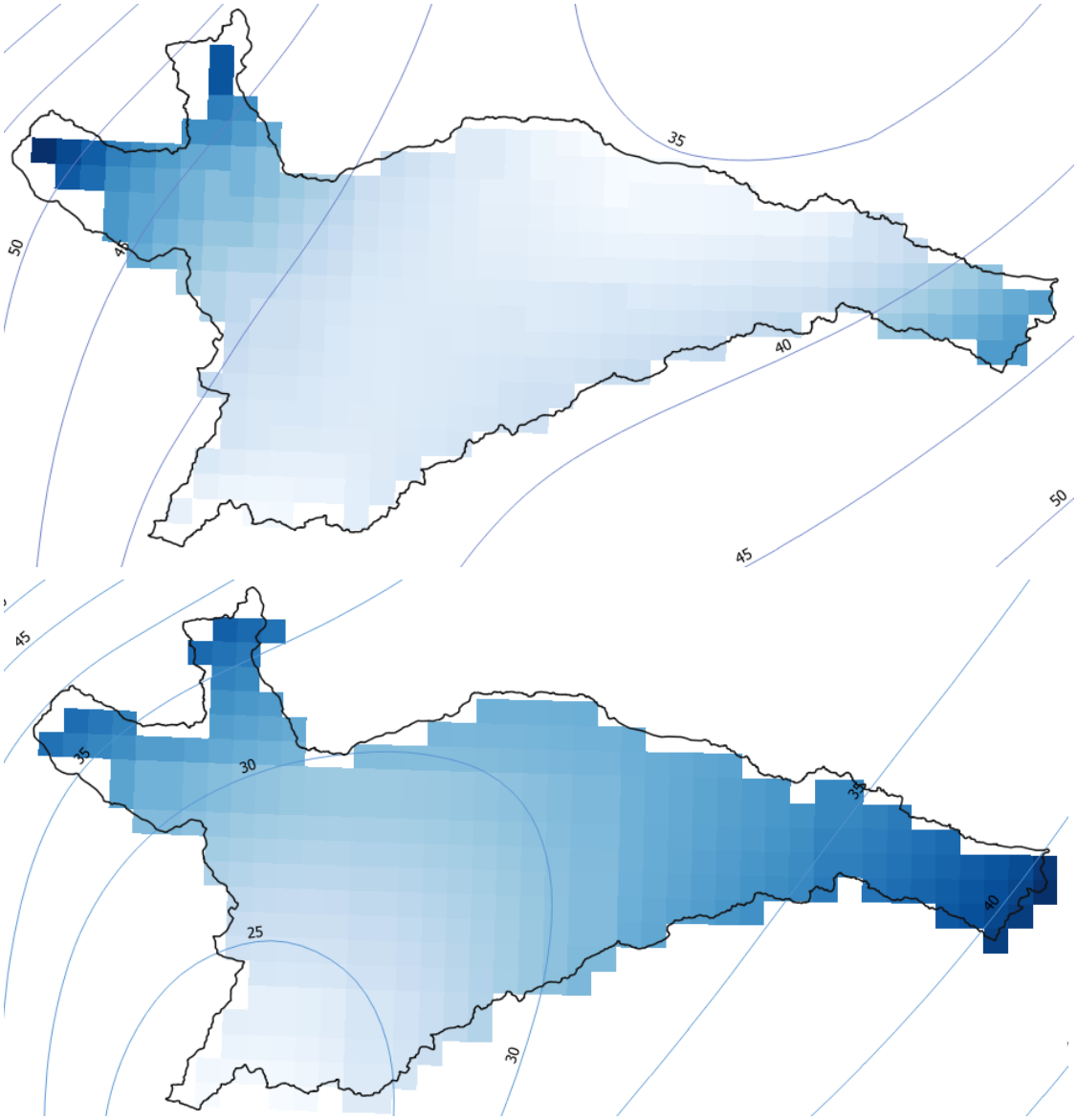


Figura 13. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas estacionales para el período normal 1995-2014 (adaptado de Almonacid y otros, 2021), en la SH1403. Verano (sup), Otoño (centro.sup), invierno (centro.inf) y primavera (inf).

1.2.3. Características de las aguas de superficie.

1.2.3.1. pH. El río Chalía presenta un carácter ligeramente alcalino, más en el verano tardío con bajos caudales que durante la primavera, a la inversa de lo observado en términos generales con las aguas de la SH1401, con 8,7 ± 0,3 versus 8,4 ± 0,1, respectivamente. Se trata de escasos datos como para un análisis estadístico de esta variable, incluso de tendencias a lo largo del recorrido del río, no obstante lo cual es posible observar

(preliminarmente) comportamientos claros de incremento del pH conforme las aguas escurren hacia la desembocadura, en las diferentes estaciones en que se muestreó (Figura 16). El pH global de estas aguas se encuentra en torno a 8,5 ± 0,3.

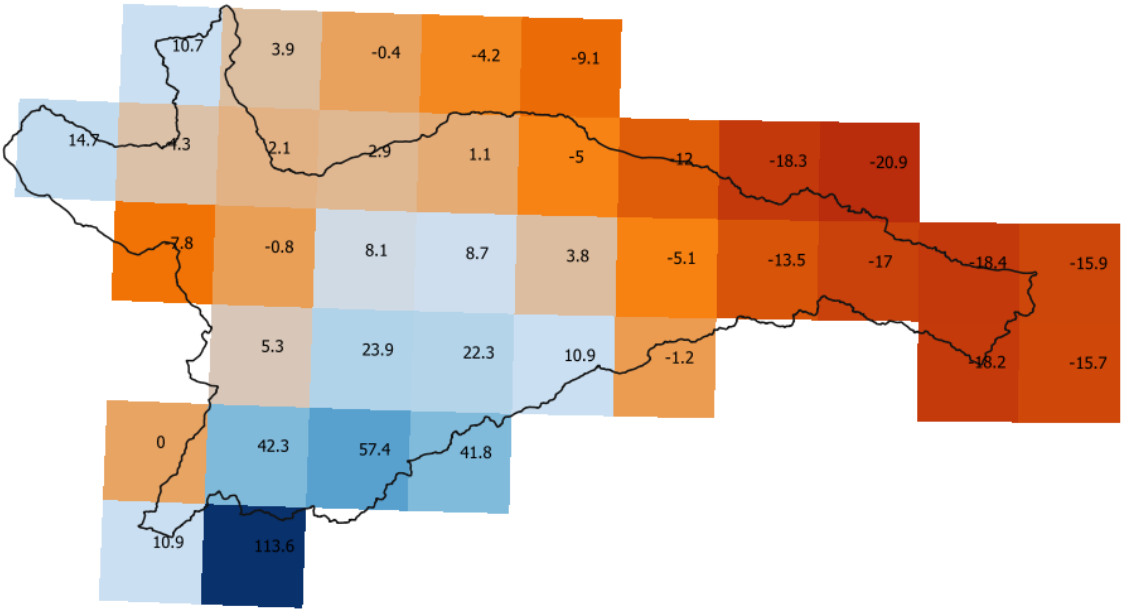


Figura 14. Modelo grillado de tendencias porcentuales de precipitaciones medias anuales de largo plazo (36 años entre 1995 – 2021), calculado a partir de registros normales de Almonacid y otros (2021).

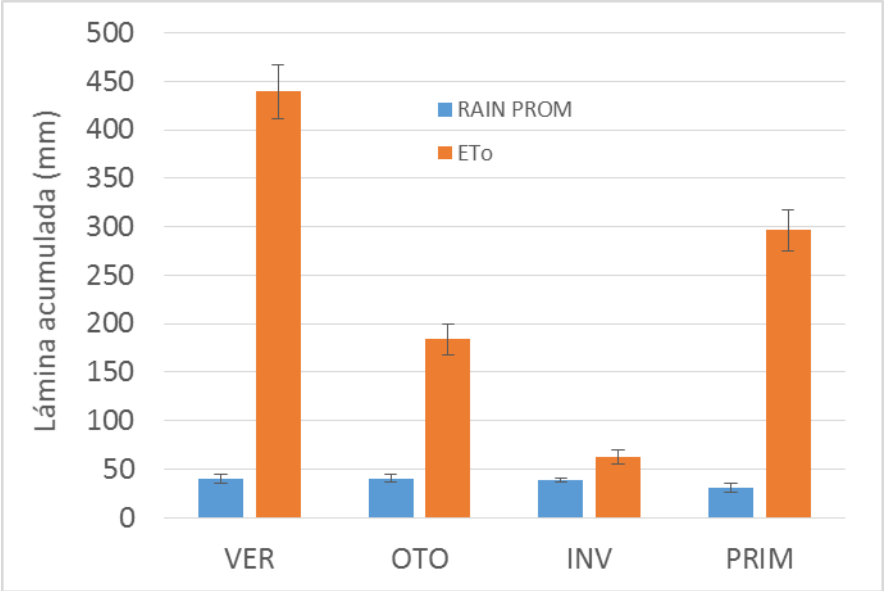


Figura 15. Balance hídrico entre lluvias estacionales promedio (del período normal) -azul-, evapotranspiración de referencia (ETo) -anaranjado- y desvíos respectivos, para la SH1403.

1.2.3.2. CE_E. De igual forma que con los cursos de la SH1401, en esta región el río Chalía presentó una CE_E más alta durante el estiaje respecto a la primavera, en todos los casos más elevados que aquellos ubicados u originados en las mesetas altas del Strobel. Para la primavera, la CE_E promedio fue de 132,1 ± 45,7 µS/cm, ascendiendo hasta unos 668,5 ± 617,7 µS/cm en el verano tardío (Tabla 11). En este último caso, el mayor impacto en la variabilidad lo ocasionó el tramo final del Chalía, con una CEE de 1.533 µS/cm por sobre los valores en tramos superiores como CHA-SUP, en la localidad de Tres Lagos, con CEE= 127,5 µS/cm y CHA-TAP, en el tramo medio del rio con CEE= 345,0 µS/cm.

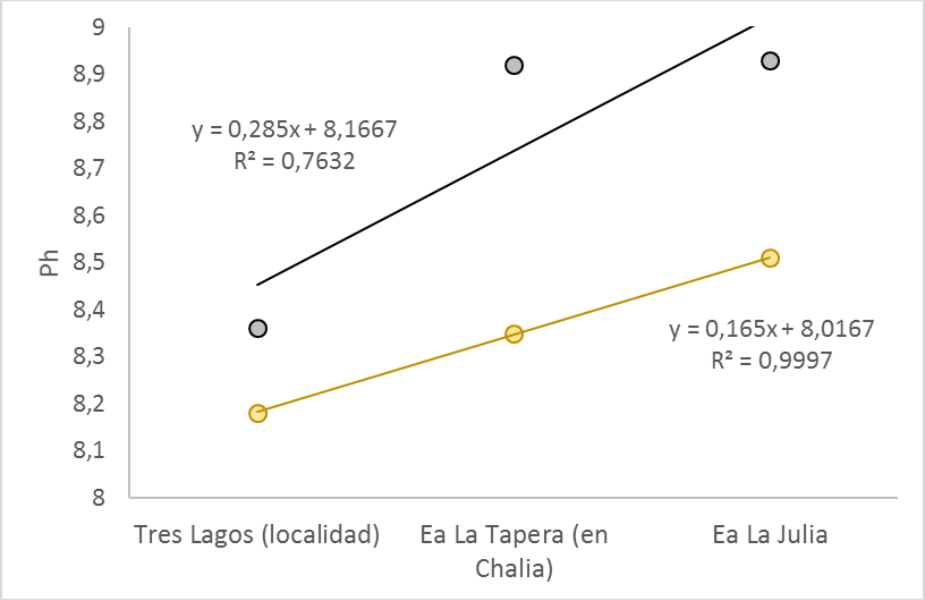


Figura 16. Dinámica del pH a lo largo del recorrido del río Chalía, en 3 sitios de control durante campañas de monitoreo de primavera (anaranjado) y verano tardío (negro).

1.2.3.3. Sólidos disueltos (STD) y en suspensión (SST). Dada la relación entre STD y CE_E, la dinámica de la concentración de sólidos disueltos entre estaciones reflejó similar comportamiento al de la conductividad. Así, durante el verano los STD promedio para el río Chalía resultaron marcadamente superiores, con bajos caudales en las secciones muestreadas, respecto a la primavera (Tabla 12). En el primer caso con 456,4 ± 426,0 mg/l (cv= 93,3%) mientras en el segundo caso 88,4 ± 33,2 mg/l (cv= 34,2%). A lo largo del río, en su recorrido, ocurre una concentración progresiva de los STD en ambas temporadas, en niveles poco significativos en su cabecera (59,0 a 85,3 mg/l de primavera a verano en CHA-SUP, en la localidad de Tres Lagos),

ligeramente mayores a medio recorrido hasta su desembocadura (de 76,3 a 231,0 mg/l en CHA-TAP, estancia La Tapera) y en extremo elevados en su tramo final, en donde resulta bastante frecuente la estanqueidad o el secamiento del curso completo en algunos años particularmente poco llovedores o nevadores (de 130,0 a 1.053,0 mg/l en CHA-BAJ, en Estancia La Julia). Sin grandes diferencias, pero con tendencias marcadas, similares a los STD, los SST presentaron mayores concentraciones promedio durante el verano, con reducidos caudales, respecto a la primavera, con 68,3 mg/l versus 28,7 mg/l, respectivamente (Tabla 12).

Tabla 11. Parámetros pH, Conductividad Eléctrica Estandarizada (CE_E) y concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD) para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 (río Chico Superior) y SH1404 (río Chico Inferior).

		PRIMAVERA			VERANO		
		pH	**STD**	**CEE**	**pH**	**STD**	**CEE**
RIOS	PROM	8,35	88,4	132,1	8,74	456,4	668,5
	MIN	8,18	59,0	87,7	8,36	85,3	127,5
	MAX	8,51	130,0	195,0	8,93	1.053,0	1.533,0
	DE	0,13	30,2	45,7	0,27	426,0	617,7
	CV%	1,6	34,2	36,6	3,0	93,3	92,4

Dónde: STD, expresado en mg/l; ph, en unidades adimensionales; CE_E, expresado en µS/cm; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual. Estos parámetros deben tomarse con precaución y tan solo a modo ilustrativo, dado que el N estacional fue de 3.

Tabla 12. Parámetros Sólidos Totales Suspendidos (SST), Alcalinidad y Dureza de $CaCO_3$ para aguas, agrupadas según su fuente, en la SH1403 del río Chalía.

		PRIMAVERA			VERANO		
		SST	**ALC**	**DUR**	**SST**	**ALC**	**DUR**
RIOS	PROM	28,7	79,0	52,0	68,3	147,3	71,3
	MIN	3,0	58,0	32,0	16	29,0	42,0
	MAX	44,0	122,0	68,0	126	330,0	107,0
	DE	Id	Id	Id	Id	Id	Id
	CV%	Id	Id	Id	Id	Id	Id

Dónde: SST, expresado en mg/l; ALC, alcalinidad expresada en mg/l; DUR, expresada en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; id, insuficientes datos para un cálculo apropiado (N=3).

También se observó una clara tendencia creciente en las concentraciones, dentro de cada temporada de muestreo, conforme los

muestreos bajan en el curso, desde un promedio de 9,5 mg/l SST en su cabecera hasta 85 mg/l en su desembocadura.

1.2.3.4. Alcalinidad Total de $CaCO_3$ y Dureza. El verano determinó mayores concentraciones promedio, tanto en términos de alcalinidad como dureza de $CaCO_3$ en relación a la primavera, si bien con algunas diferencia de comportamiento en algunas secciones de muestreo. La alcalinidad de verano promedió 147,3 mg/l versus 79,0 mg/l en primavera, con un caudal en el primer caso de tan solo un 45% del registrado en el segundo caso. La variabilidad entre valores extremos de alcalinidad es más importante en la estación seca, con extremos entre 29,0 y 330,0 mg/l entre cabeceras del río, aunque con menores diferencias este comportamiento se valida también en la primavera (Tabla 12). Una situación y dinámica similar se observa con la dureza, con promedios estacionales de 71,3 mg/l en el verano y 52,0 mg/l en primavera y con gradientes incrementales desde cabecera hasta desembocadura, para cada momento de muestreo.

1.2.3.5. Cationes mayoritarios y RAS. El Sodio resultó el ión dominante en las aguas del río Chalía durante el muestreo de verano (84,0 mg/l), seguido del Calcio (31,7 mg/l) con bajos caudales estacionales, mientras que durante la primavera, con una mayor circulación, Na^+ y Ca^{2+} coincidieron en 16,0 mg/l (Tabla 13). La variabilidad espacial en éstos es notoria, si bien por el momento los datos disponibles son escasos para asegurar un apropiado cálculo estadístico (N=3 por temporada). Existe en ambos casos, una tendencia a concentrarse entre secciones ubicadas aguas arriba y aguas abajo en ambas temporadas. Así, entre CHA-SUP, ubicada en el tramo superior en la localidad de Tres Lagos, pasando por CHA-TAP en el tramo medio y hasta CHA-BAJ, en el tramo final del río (ver sitios de muestreo en Tomo I), las concentraciones de Na^+ resultaron, respectivamente de 6,0 → 13,0 → 29,0 mg/l durante la primavera y 13,0 → 69,0 → 170,0 mg/l durante el verano; mientras las de Ca^{2+} fueron de 10,0 → 18,0 → 20,0 mg/l y 18,0 → 22,0 → 55,0 mg/l para primavera y verano, respectivamente.

En una menor escala, Mg^{2+} y K^+ ocupan el tercer y cuarto lugar en términos de concentraciones presentes, con valores promedio (mayormente) entre 1,0 y 6,0 mg/l, con la excepción de la sección final del río en la cual, en ambas temporadas, suele ocurrir un incremento también en estos cationes de hasta 20,0 mg/l en el caso del Magnesio y de 10,0 mg/l para el Potasio.

Tabla 13. Cationes más importantes presentes en aguas de la SH1403, en diferentes momentos del año.

		PRIMAVERA			VERANO		
		Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
RIOS	PROM	16,0	4,3	16,0	84,0	7,7	31,7
	MIN	6,0	3,0	10,0	13,0	1,0	18,0
	MAX	29,0	6,0	20,0	170,0	20,0	55,0
	DE	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
	CV%	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd

Dónde: Concentraciones presentes de Na^+, ion Sodio expresado en mg/l; Mg^{2+}, ion Magnesio expresado en mg/l; Ca^{2+}, ion Calcio expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; Nd, datos insuficientes para un cálculo apropiado (N=3).

1.2.3.6. Aniones mayoritarios y salinidad. Bicarbonatos y cloruros son, en términos generales, las formas predominantes entre los aniones presentes en aguas del río Chalía (Tabla 14). Ambos iones se concentran durante el estío, para el caso de HCO3- desde unos 49,3 ± 10,5 mg/l (cv= 21,3%) en primavera hasta unos 224,0 ± 132,3 mg/l (cv= 59,1%) en verano; mientras que para el Cl- desde 28,7 ± 9,0 mg/l (cv= 31,2%) hasta unos 63,3 ± 70,0 mg/l (cv= 110,5%), respectivamente. Los datos son escasos como para aproximar una dinámica espacial en el comportamiento de estos analitos, no obstante lo cual (y salvando pequeñas oscilaciones), es posible observar una tendencia creciente de concentración en ambos iones, desde la cabecera del río y hasta su desembocadura, como ya se analizó en el caso de los cationes. A modo de ejemplo, durante el verano el HCO3- presentó la siguiente secuencia desde el tramo superior (CHA-SUP) al inferior (CHA-BAJ) 85,0 → 185,0 → 402,0 mg/l mientras que en los Cl- 7,0 → 21,0 → 162,0 mg/l. Durante la primavera, con mayores caudales, las tendencias mayormente se mantuvieron si bien con concentraciones más bajas.

Carbonatos y sulfatos, entre las restantes sales, se han mantenido en concentraciones considerablemente más bajas, en general cercanas a 1,0 mg/l en la mayor parte de las muestras. Sin embargo, el ion SO_4^{-2} evidenció una presencia significativa, en especial en el tramo final del río Chalía y durante el verano, con 150,0 mg/l detectados.

Tabla 14. Aniones más importantes presentes en aguas de la SH1403, en diferentes momentos del año.

		PRIMAVERA			VERANO		
		HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{-2}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{-2}
	PROM	49,3	28,7	5,7	224,0	Id	53,3
	MIN	35,0	20,0	2,0	85,0	Id	1,0
RIOS	MAX	60,0	41,0	10,0	402,0	Id	150,0
	DE	Id	Id	Id	Id	Id	Id
	CV%	Id	Id	Id	Id	Id	Id

Dónde: Concentraciones presentes de HCO_3^-, ion bicarbonato expresado en mg/l; Cl^-, ion cloruro expresado en mg/l; SO_4^{-2}, ion sulfato expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; Id, datos insuficientes no permiten un cálculo apropiado de estadísticos (N=3).

1.2.3.7. Oxígeno Disuelto (OD). No obstante las diferencias en los caudales propios de cada estación en las cuales se realizaron mediciones, en ambos casos se observaron similares concentraciones de oxígeno disuelto en cada punto de muestreo en el río. Los tramos superior y medio del río Chalía presentaron promedios de 11,9 y 11,1 mg/l durante primavera y verano, respectivamente. El tramo inferior del río, habitualmente con aguas más lentas y menores caudales promedió 9,0 mg/l en ambos muestreos. Estos valores, aunque interesantes, solo representan unas pocas fotos instantáneas en una variable que experimenta grandes cambios a lo largo de horas, días, meses y aún de acuerdo a posiciones en la sección o a lo largo del río como una función de las condiciones ambientales, por lo que solo pueden tomarse como referencias orientativas.

1.2.3.8. Materia orgánica y demanda de O_2 para su degradación. No se detectó presencia de MO en muestras de agua durante el estiaje, por sobre el umbral de determinación en <0,08 mg/l. Sin embargo, durante la primavera, las 3 secciones analizadas en el río Chalía evidenciaron la concentración mínima de 0,08 mg/l, sin cambios a lo largo de su recorrido. En ningún caso se observaron valores de DQO por sobre el umbral mínimo de detección, establecido en 16 mg/l de O_2. Los valores de DBO_5 se encontraron entre 4,8 y 6,0 mg/l durante el verano y entre <0,3 y 3,3 mg/l durante la primavera, entre las diferentes secciones de muestreo del curso principal del río Chalía, sin un patrón evidente a lo largo de su eje para cada temporada, si bien los promedios estacionales resultaron más bajos en momento de mayor caudal.

1.2.3.9. Hidrocarburos. No se detectó la presencia de hidrocarburos, en la forma de TPH, en aguas de la región.

1.2.3.10. Metales pesados. Solo se detectó la presencia de Al en las aguas de esta micro región, por sobre los umbrales de detección propuestos. La concentración promedio alcanzó 0,059 mg/l ± 0,052 mg/l, con una importante variabilidad (cv=89%). Con los pocos datos al alcance, no resultó posible detectar un patrón asociable a alguna dinámica espacial particular en las concentraciones, según la posición de la muestra en el río o bien entre estaciones de muestreo. Sin embargo, para cada momento estudiado, primavera o verano, la mayor concentración siempre se observó en el tramo medio del río (0,140 y 0,019 mg/l, respectivamente) y la más baja, en el tramo superior (0,009 y 0,060 mg/l, respectivamente).

1.2.3.11. Compuestos de nitrógeno y fósforo. Las formas presentes de N_2 y P se encontraron en bajas concentraciones, sin un patrón particular entre primavera y verano o por su posición a lo largo del recorrido del río. En el caso de Fosfatos las concentraciones promedio fueron de 0,07 mg/l durante el verano y de 0,78 mg/l en la primavera, este último principalmente condicionado por dos registros de 1,13 y 1,11 mg/l en los tramos medio y bajo del río. Los Nitratos no se presentaron en ninguna muestra por sobre 0,01 mg/l, de igual forma que los Nitritos, concentrados entre 0,009 y 0,046 mg/l.

1.3. Región del río Chico (superior e inferior)

1.3.1. Hidrografía e hidrología de superficie. Las subregiones hidrográficas del rio Chico superior (SH1402) e Inferior (SH1404), identificadas por Diaz y otros (2021), completan la gran Región Hidrográfica de los ríos Chico Central y Shehuen o Chalía (RH14). Se trata de dos grandes territorios de 13.259,8 y 4.525,4 km^2, respectivamente, el primero de los cuales recarga aguas a partir de dos grandes cuencas ubicadas en cordillera y precordillera y luego, un poco desarrollado sistema hidrográfico, simplemente atraviesa toda la provincia hasta su descarga final en el estuario del río Santa Cruz, en proximidad de la localidad de Comandante Luis Piedra Buena (Figura 17). La primer cuenca de recarga consiste en la CC140201 '*Cuenca del río Capitán'* (Figura 18), de 1.492,9 km^2, que colecta las aguas del (i) **río Chico**, cuyas nacientes se encuentra en la base occidental del cerro Dos Cuernos (1.758 msnm) y diversos cerros sin toponimia, con altitudes de entre 1.640 y 1.650 msnm, divisorias de agua con las respectivas cuencas del lago Quiroga Chico

al este y las nacientes de tributarios del río Cardiel, al sur; (ii) **río Capitán**, que drena las aguas de los lagos Quiroga Grande y Quiroga Chico, ubicados en la meseta alta del lago Strobel (SH1401) entre los 1.000 y 1.100 msnm, hasta la confluencia con el río Chico en un valle a una cota de 695 msnm; y (iii) **río Lista**, que colecta aguas de diversos tributarios desde la Sierra de las Vacas, un cordón montañoso ubicado al oeste de la CC140201, con cotas medias entre 1.800 y 2.200 msnm, entre cuyos principales cursos se destacan río Pescado, el propio Lista, Carbón, Las Conchas y río Papá. El conjunto de aguas es colectado por el río Chico, que discurre por un valle amplio de pendiente relativamente suave, hasta su confluencia con el sistema del río Belgrano, cerca del paraje Las Horquetas.

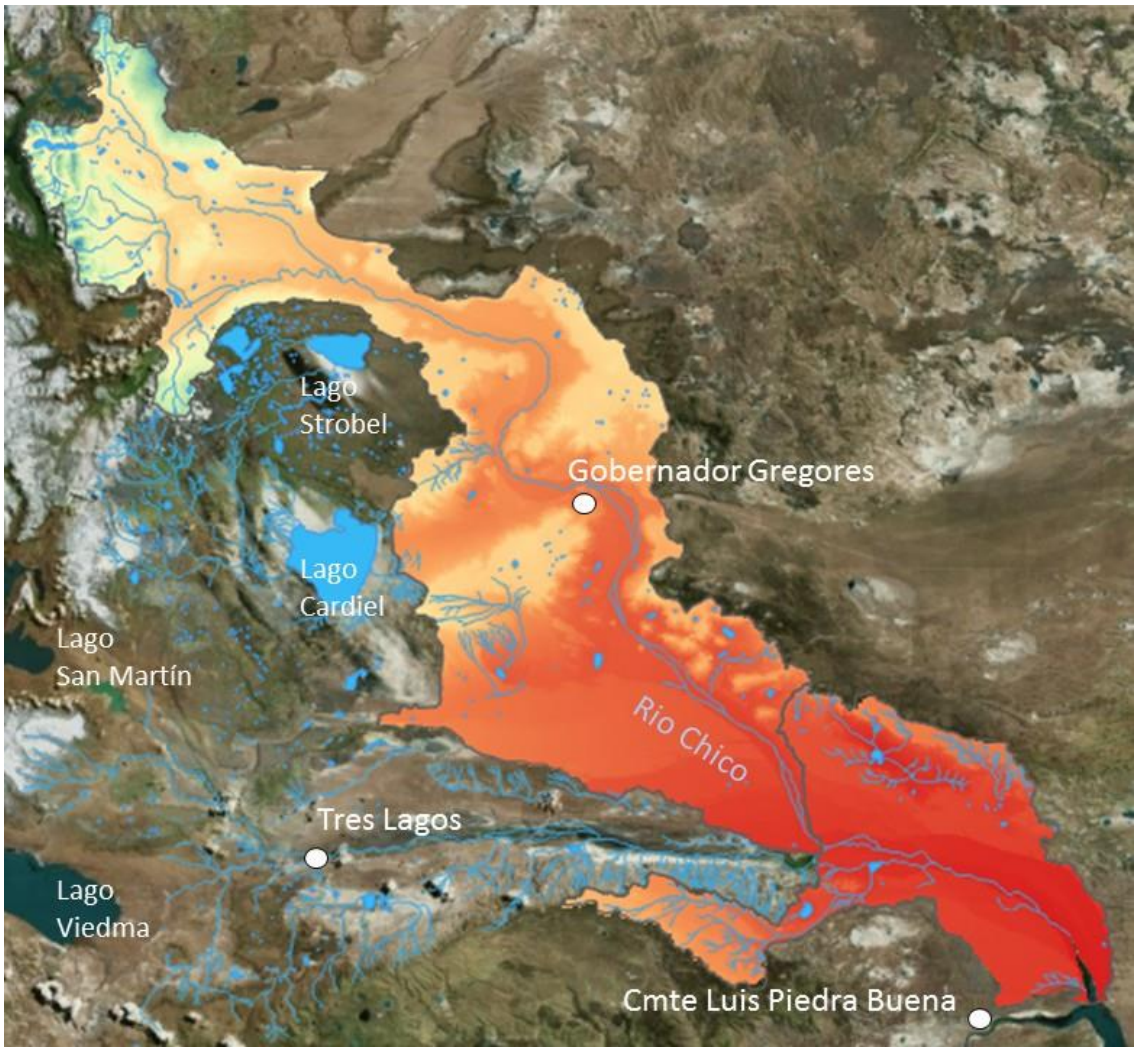


Figura 17. Ubicación y distribución de elevaciones en las Subregiones Hidrográficas (SH) del río Chico superior (SH1402) e inferior (SH1404), de acuerdo con la propuesta de Diaz y otros, 2021.

La segunda gran cuenca colectora de aguas es la CC140202 '*Belgrano*', con una extensión de 1.765,9 km^2, cuyos principales escurrimientos los aportan el (iv) **río Roble**, que drena aguas del lago Burmeister, dentro de los límites del Parque Nacional Perito Moreno, y el (v) **río Belgrano**, cuyos orígenes se encuentran en el extremo noroeste del sistema RH14, con divisorias de agua entre los 1.800 y 2.100 msnm en el Cordón del Belgrano y recibiendo buena parte de sus caudales del **río Águila**. El conjunto confluye cerca del casco del establecimiento Los Manantiales desde donde escurre unificado como río Belgrano hasta su confluencia con el río Chico (Figura 18).

Tras la confluencia entre los ríos Chicos y Belgrano, la red de drenaje prácticamente no recibe contribuciones en superficie hasta los aportes del río Chalía, en cuya confluencia finaliza la SH1402 y comienza la SH1404 hasta el drenaje final del sistema en el estuario del río Santa Cruz.

Con la excepción de numerosos arroyos cortos, sin topónimos conocidos y ubicados mayormente en la zona de recarga, los mencionados consisten en los únicos de régimen permanente en la región. Con la salvedad del río Chico en su tramo medio e inferior, todos carecen de historial de registro hidrométrico, solo disponiéndose en la actualidad de los trabajos de Diaz y Seeber (2015) con información orientativa disponible sobre los aportes de algunos de éstos. Mayormente, aún siendo de régimen permanente, semipermanente, transitorios o efímeros, se trata de ríos y arroyos de comportamiento predominantemente torrencial, con picos de hidrogramas estacionales frecuentemente ubicados a la salida del invierno y hasta mediados de primavera, pero también evidenciando pulsos de corta duración gran volumen de escorrentía en momentos en que se experimentan precipitaciones o derretimientos extraordinarios, dentro o fuera de las estaciones habituales. Este comportamiento, vincula mucho de la dinámica de los cursos de agua en la SH1401, al cambio y variabilidad climáticos que experimenta la región en años recientes.

La región presenta entre unos 177 y 225 cuerpos de agua, dependiendo del año en el cual se proponga una cuantificación y la estación, dado que aquí, en particular, la dinámica de secamiento es fuerte en especial en años recientes. Pocos de éstos son permanentes y de gran tamaño, como el **lago Burmeister**, ubicado dentro de los límites del P.N. Perito Moreno (estimativamente unos 14,1 km^2). La mayoría de carácter permanente se encuentran sobre cordillera y precordillera, y fuera de esta zona, aunque en ocasiones tratándose de cuerpos lagunares grandes (Las Toscas 7,7 km^2, Del Bajo 6,6 km^2, Cuervo 5,3 km^2 o Beltza 5,0 km^2), suelen tener un régimen estacional o bien pasar años completamente secos. La **ocurrencia de agua** en éstos revela un predominio del carácter transitorio o estacional en las aguas de

la región, con tan solo un 25,7% de la superficie de cuerpos con un carácter relativamente permanente, prácticamente equivalente a tan solo la superficie media del lago Burmeister (Tabla 15). El 74,3 % de superficies lagunares difícilmente logra cerrar un año continuo con agua, siendo en su mayoría cuerpos con una vida anual de unos pocos meses o semanas (sequía recurrente, del 35,3 %).

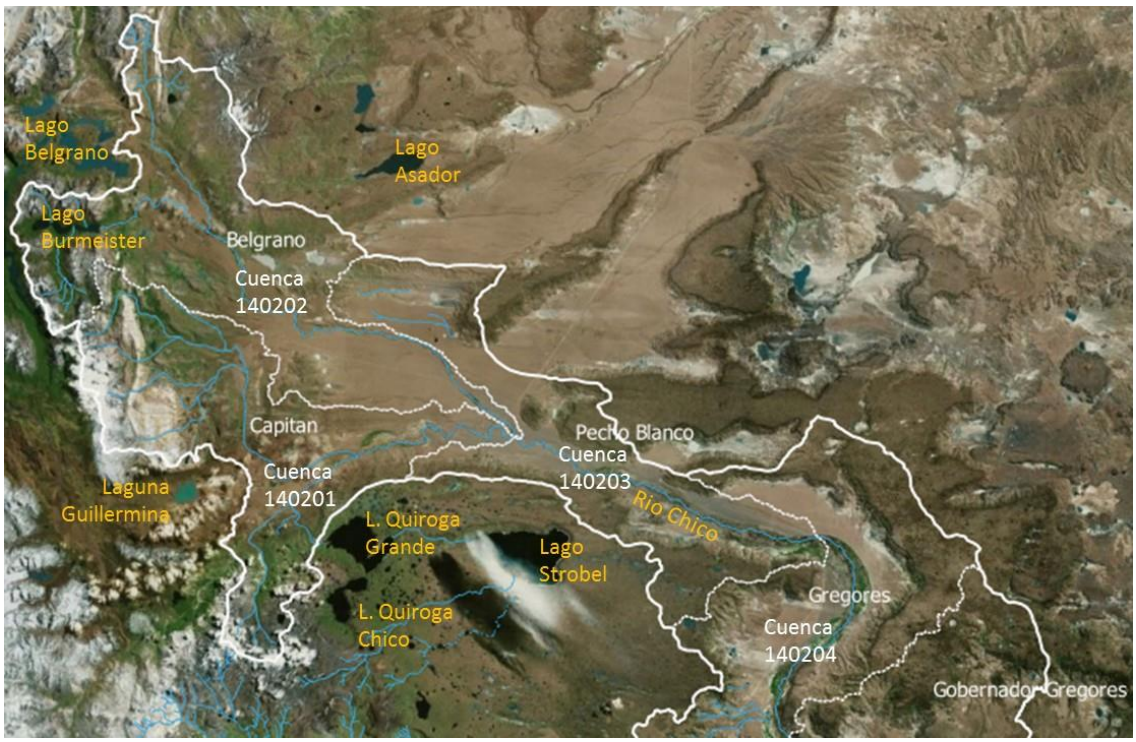


Figura 18. Ubicación y distribución de cuencas en la zona alta, de recarga, de la SH1402 del río Chico Superior, de acuerdo con la propuesta de Diaz y otros, 2021.

Tabla 15. Ocurrencia de agua en cuerpos de las SH1402 y SH1404, en el período de 30 años 1984-2020, expresado en porcentaje del tiempo total. La contabilidad superficial en términos de representatividad, solo toma como 100% el área de bajos que al menos en un 1% del tiempo han tenido agua en el período de estudio, descartándose las zonas completamente secas en la serie disponible.

Categoría	Sup km^2	Representatividad
0% agua	17.735,4	
1 - 25 %	17,6	35,3%
26 - 50 %	6,3	12,6%
51 - 75 %	6,9	13,8%
76 - 90 %	6,3	12,6%
> 91 % agua	12,8	25,7%

Un 47,9% de la superficie lagunar y lacustre de la región logra una estacionalidad de 12 meses anuales, mayormente concentrada en el lago Burmeister, laguna La Oriental y otros cuerpos menores en la zona de influencia, incluso a expensas de fuertes oscilaciones intra anuales de sus respectivas líneas de costa. Un 23,7 % de la superficie lagunar (~6,3 km^2) tan solo logra una vida estacional de un mes o menos, en general entre comienzos de primavera hasta su medio término cuando se encuentran en la porción media o final de la RH14 y siempre dependiendo de la oferta estacional de nieves derretidas; un 23,8% (~6,4 km^2) alcanza entre 2-3 meses, logrando llegar a mitad de primavera o bien comenzando a llenarse tempranamente en el otoño; y un 4,7 % (~1,2 km^2) logra durar entre 4-5 meses, en general concentrados hasta mediados de primavera (septiembre a noviembre) y temprano en el otoño (abril a mayo). Se excluyen de estos análisis los períodos comprendidos entre junio y agosto dado que en buena parte de la micro región comienzan los congelamientos de cuerpos y enmascarado con nieves estacionales que acomplejan las determinaciones (Join Research Centre, 2021). Es importante destacar que los meses mencionados pueden experimentar adelantos o retrasos dependiendo de la zona particular en que se encuentren los cuerpos siendo habitual un adelantamiento estacional cuanto más hacia el este se encuentren y, a la inversa, cuando mayor cota o desplazamiento al oeste tenga un cuerpo.

Tan solo un 28,9% de la superficie de aguas de la región es de carácter permanente y lo ha mantenido durante las poco más de 3 décadas de registros disponibles, equivalente a unos 14,6 km^2 (Tabla 16). Un reducido 5,7 % (2,9 km^2) posee un carácter estacional y, no obstante las oscilaciones interanuales de precipitaciones, logra mantenerlo cada año. Durante las décadas de registro, existieron unos 8,6 km^2 (17,0 %) de carácter efímero, es decir que habiendo existido en la década de 1980 como bajos habitualmente secos, tuvieron un carácter permanente o estacional durante algunos años, pero que finalizan en años recientes nuevamente como cuerpos habitualmente carentes de agua en todo el año, en general en tramos medios y bajos de las SH1404 y SH1402.

Entre las categorizaciones que representan una degradación o retroceso de los cuerpos de agua, como aquellos de carácter permanente retraídos a estacionales, de estacionalidad perdida a una vida corta sin recurrencia periódica y cuerpos perdidos definitivamente, se alcanza una superficie de 9,4 km^2 (18,6%). Ésta, si bien ocurriendo en diferentes sectores de la SH1404 y SH1402, se compensó de alguna manera durante las recientes 3 décadas, con la aparición de unos 15,1 km^2 (29,8%) de nuevas categorías de cuerpos desde efímeros que se han convertido en estacionales, o estacionales que han

saltado a una categoría permanente. Esta dinámica resulta interesante dado que, si bien existe una tendencia generalizada a recibir menos lluvias en la región, algunos sectores presentan dinámicas contrarias que justificarían estos cambios. Sin duda un aspecto interesante para estudios futuros.

Tabla 16. Categorías del comportamiento transicional (intra anual) de las superficies de lagos y lagunas en la SH1402 y SH1404,1 y su representatividad porcentual promedio entre extremos temporales de la serie de registros disponibles 1984 – 2020. Elaborado a partir de datos de Join Research Centre (2021).

Categoría	Sup km^2	Representatividad
Permanente	14,6	28,9 %
Estacional	2,9	5,7 %
Efímero permanente [1]	1,4	2,7 %
Efímero estacional [2]	7,2	14,3 %
Perdido definitivamente [3]	2,4	4,7%
Estacionalidad perdida [4]	2,0	3,9%
Permanente a estacional	5,0	9,9%
Nuevo permanente	3,1	6,1%
Nuevo estacional	11,7	23,1%
Estacional a permanente	0,3	0,5%

Dónde: [1] Superficies de tierra al inicio de la secuencia temporal de registros que se transformó y mantuvo como superficie con agua permanente durante algún tiempo y termino desapareciendo por una secuencia larga del tiempo al final de la serie; [2] o bien tierras en la actuales se cubrieron de agua durante una secuencia de años con comportamiento estacional, pero que al final terminaron desapareciendo; [3] áreas con agua al inicio de la serie, con régimen permanente, que han desaparecido por completo; [4] similar destino al precedente pero en cuerpos de carácter estacional al inicio de la serie 1984-2020.

1.3.2. Hidroclima y su tendencia recientes. La región presenta una precipitación media anual del orden de los 194,5 ± 66,4 mm (Tabla 17), con una cobertura predominante entre poco menos de 150 mm y hasta poco más de 200 mm (Figura 19). Al noroeste de la distribución de la SH1402, en las cuencas Belgrano y Capitán, se encuentran las mayores láminas de lluvia anuales, hasta unos aproximadamente 400 mm dentro del valle del lago Burmeister.

Figura 19. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas anuales para el período normal 1995-2014 (adaptado de Almonacid y otros, 2021), en las SH1404 y SH1402, y cuencas componentes.

Esta distribución espacial se repite a lo largo de todas las estaciones, con ligeros corrimientos de las isohietas en cada caso (Figura 20). Entre éstas, el otoño es el momento más llovedor del año, con unos 60,9 mm ± 25,4 mm, representando un 31,3 % del total anual, seguido del verano (47,4 mm ± 11,3 mm, representatividad del 23,8 %) y el invierno (44,4 mm ± 15,9 mm, 22,8 % del total anual), (Tabla 17). No se presentan diferencias lo suficientemente contrastantes entre estaciones como para considerar la existencia de una estacionalidad marcada en las lluvias, e incluso el momento más seco del año, la primavera, no se aleja mucho de otros momentos del año, con 41,9 mm ± 14,3 mm (Figura 21). De igual forma que sucede con toda la región central de Santa Cruz, se carece de registros de precipitación nívea en esta RH14, la cual sin duda representa una importante contribución en términos de escurrimiento superficial y almacenamiento en suelos y acuíferos durante las estaciones frías,

en especial en tramos medios y bajos de las SH1402 y SH1402, lejos de las zonas de recarga del escurrimiento de superficie.

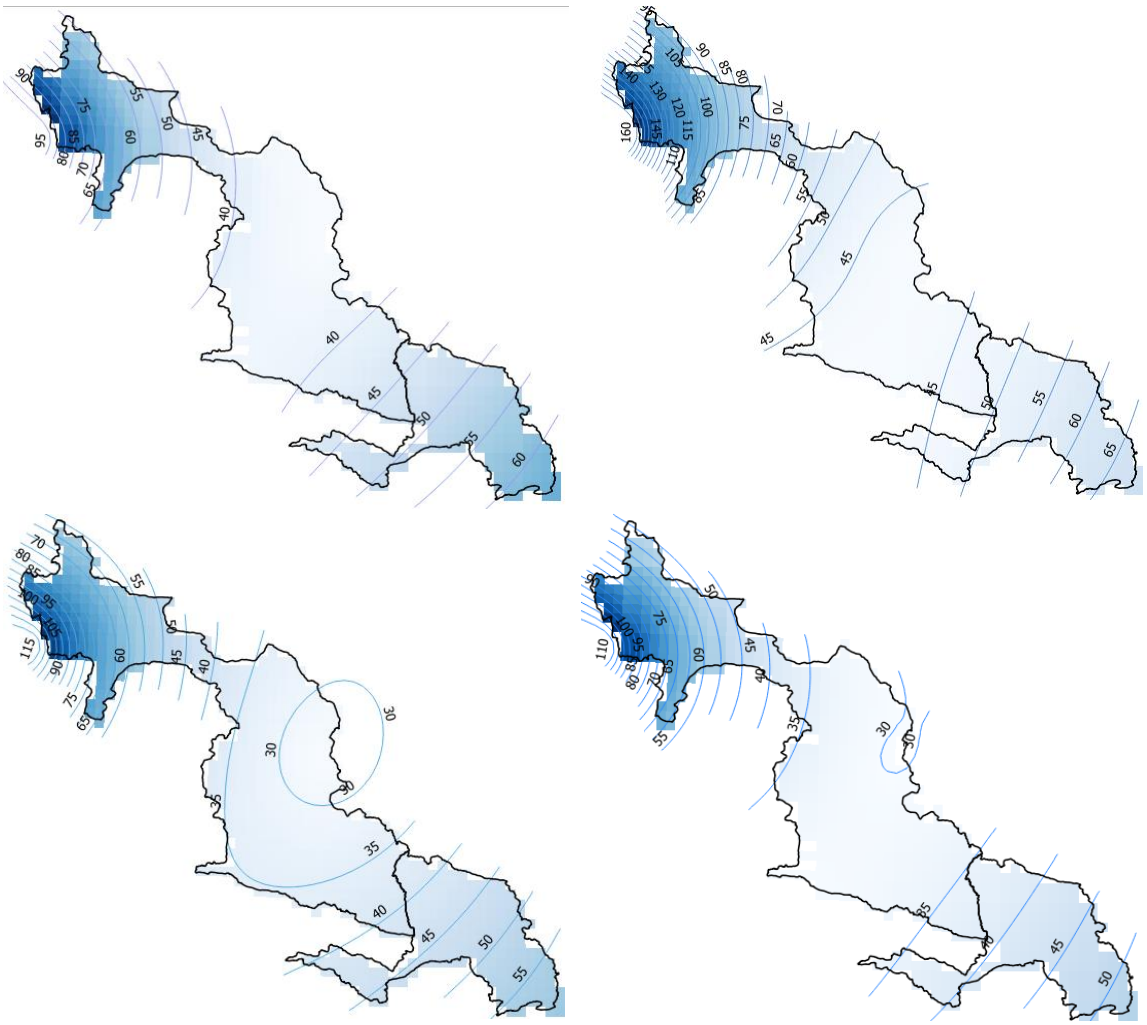


Figura 20. Modelo grillado de distribución de precipitaciones medias e isohietas estacionales para el período normal 1995-2014 (adaptado de Almonacid y otros, 2021), en las SH1402 y SH1404. Verano (sup.izq.), Otoño (sup.der.), invierno (inf.izq.) y primavera (inf.der.).

De igual forma que en el resto de la RH14, el año 2021 se presentó en general un poco más llovedor respecto al período normal de la región, principalmente por lo ocurrido en los meses de verano y primavera, con registros de hasta un 18,2 y 22,2 % por sobre las lluvias medias normales (Tabla 17). Otoño y, muy especialmente, el invierno tuvieron registros bajos respecto a lo esperado (94,2 y 79,5% respecto a la referencia promedio de 1995 a 2014), lo que junto a una estación fría casi sin registro de nieve, puede haber explicado la falta de agua en casi todas las lagunas de la región hasta mediados de la primavera, durante el 2021. Solo recién después de octubre y en forma efímera hasta comienzos de diciembre del mismo año, algunos

cuerpos mantuvieron agua. Este último año, representa uno más en una secuencia de corto plazo (6 años desde 2015 hasta el presente) con tendencias notablemente crecientes en términos de láminas de lluvia para todas las estaciones y el propio registro total anual, muy especialmente en el invierno (T% SH 15-21, Tabla 17).

Tabla 17. Estadísticos modelizados de lluvias para las SH1402 y SH1404, desde el inicio de registros regionales en 1995 hasta 2021, a partir de bases de datos grilladas elaboradas por Almonacid y otros (2021) y Diaz y otros (2022).

Estadístico	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Año
Normal 95-14 [1]	47,4 ± 11,3	60,9 ± 25,4	44,4 ± 15,9	41,9 ± 14,3	194,5 ± 66,4
Lluvias 2021 [2]	56,0 ± 52,0	57,3 ± 36,7	35,3 ± 35,2	51,1 ± 63,1	217,4 ± 190,2
Dif% 21vs20y [3]	118,2 %	94,2 %	79,5 %	122,2 %	111,8 %
T% SH 15-21 [7]	+30,9 %	+43,8 %	+394,7 %	+29,9 %	+28,9 %
T% SH 95-21 [4]	+53,0 %	-22,8 %	-28,6 %	-9,2 %	-14,0 %
T%RH14 95-21 [5]	+47,3 %	-15,0 %	-15,7 %	-5,8 %	-5,8 %
T%REG 95-21 [6]	+50,9 %	-6,5 %	-8,7 %	-9,1 %	-5,7 %

Dónde: [1] Precipitación promedio del período normal 1994 – 2015, de acuerdo a modelos grillados de Almonacid y otros (2021); [2] Situación de lluvias en 2021 modelizadas a partir de estaciones en el entorno pero ninguna existente dentro de los límites de las SH1402 y SH1404; [3] Relación porcentual entre lluvias registradas en 2021 en relación al promedio normal (1995-2014); [4] Tendencia general de largo plazo (26 años de registro modelizado), expresado en porcentaje de lluvias entre extremos de la serie 2021 y 1995, para las subregiones hidrográficas SH1402 y 1404 en conjunto; [5] Mismo estadístico anterior, promedio para toda la región hidrográfica de los ríos Chico y Chalía (RH14); [6] Mismo estadístico anterior, promedio de las 14 regiones hidrográficas de Patagonia Austral; [7] Tendencia general de corto plazo (6 años entre 2015 y 2021, modelizado). Calculado a partir de modelos elaborados por Diaz y otros (2022).

El año 2015 representó un momento de sequías generalizadas en la provincia, si bien no del todo homogéneo en términos de su intensidad en el territorio (Diaz y otros, 2022). La tendencia observada desde entonces, para las estaciones de verano, otoño y primavera (30,9 %, 43,8% y 29,9 % de lluvias en 2021 por sobre las registradas en 2015), significaron una recuperación tal que permitieron superar anualmente al promedio de la región (217,4 mm en 2021). El registro más notable, sin embargo, como se lo ha notado en las cuencas analizadas previamente, es el de invierno, con una lámina total de 35,3 mm, representando una recuperación de poco más de 394,7 % en relación a lo registrado en el invierno de 2015. No obstante lo notable de este incremento, es probable que las lluvias hayan aumentado a expensas de una mayor temperatura promedio estacional que condicionó la práctica ausencia de

nevadas en ese año, un fenómeno cada vez más recurrente en décadas recientes.

Estas tendencias observadas en el corto plazo parecen revertir parcialmente las que se registran en el largo plazo, desde 1995 hasta el presente, en las cuales predomina un comportamiento decreciente para las láminas anuales de precipitación (-14,0 %), para primavera (-9,2 %), otoño (-22,8 %) e invierno (-28,6 %). Estos valores reflejan un comportamiento relativamente generalizado en la región, tanto en la propia RH14 como en el sur de la Patagonia Austral continental si bien con una mayor expresión en los valores de las estaciones mencionadas (Tabla 17). Con similar comportamiento al macro regional, el verano muestra una tendencia de largo plazo fuertemente creciente, del orden del 53,0 % en las SH analizadas.

El balance hídrico estacional (teórico), calculado entre las lluvias medias del período normal (1995-2014) y la evapotranspiración potencial mediante el método de Penman-Monteith, es fuertemente deficitario en todo momento del año (Figura 21), con una lámina total anual en defecto estimada en 848,9 mm, equivalente a unos (potenciales) 15.098,0 hm.

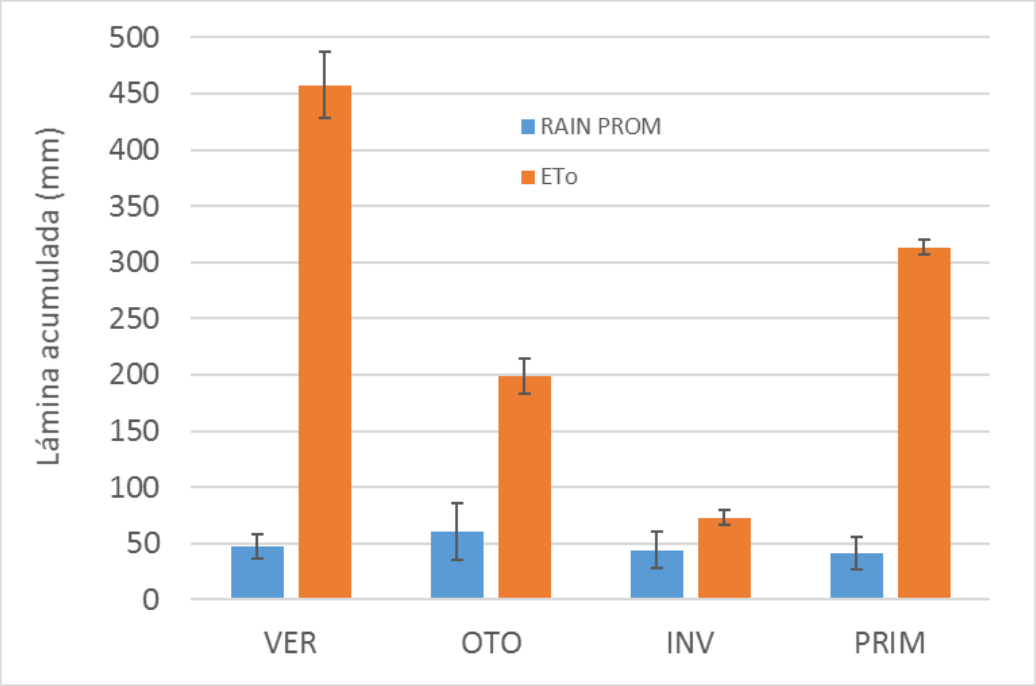


Figura 21. Balance hídrico entre lluvias estacionales promedio (del período normal) -azul-, evapotranspiración potencial (ETo) -anaranjado- y desvíos respectivos, para las SH1402 y SH1404.

La producción de caudales en la región alta del sistema hidrográfico del río Chico (SH1402) evidencia una tendencia creciente en los recientes años

(2015 – 2022), con un salto importante, particularmente, en los últimos dos años de la serie disponible (Figura 22). Esta secuencia temporal de registros disponibles es aún demasiado corta como para representar el comportamiento medio de la cuenca vertiente (N=7), más aún teniendo en cuenta que en este período se han sucedido eventos de sequía importantes en la región, si bien no de comportamiento homogéneo (como en los años hidrológicos 2015 – 2016 y 2020 – 2021), (Diaz y otros, 2022). Al igual que las estadísticas disponibles para el río Chalía, también en este caso se trata de una serie corta y con alta variabilidad (ver Tomo I) como para establecer conclusiones fuertes acerca de su dinámica y, eventualmente, su comportamiento futuro. En consecuencia, sus estadísticos no resultan significativos. Por otra parte, a partir de un análisis exploratorio de la región mediante el uso de imágenes de alta resolución (DigitalGlobe WorldView 2) se detectaron diversas obras hidráulicas a lo largo del recorrido principal del río Chico de captación y conducción, principalmente entre su confluencia con el río Belgrano y la ubicación del hidrómetro[6]. No se dispone de registros, al momento de cierre del presente informe, del significado en términos de caudales en estas extracciones del sistema, para irrigación, por lo que no se puede establecer, por el momento, cual proporción de este comportamiento de tendencia es atribuible a fenómenos ambientales como el aumento de lluvias, derretimiento de glaciares o nieves estacionales (componente natural), o dinámicas de mayor o menor extracción de agua por parte de los superficiarios (componente antrópica). En forma preliminar, la tendencia observada permite determinar que la ganancia de caudal medio anual (no constante), entre 2015 y 2021, fue de un 48,6%, equivalente a unos 295,1 hm^3 en solo 7 años. Este comportamiento contrasta marcadamente con lo analizado previamente, en el río Chalía.

Verano y otoño evidencian tendencias ligeramente decrecientes en la producción de caudales de superficie en la cuenca alta del río Chico, sin significancia estadística y con una importante variabilidad interanual en la corta secuencia temporal disponible (Figura 23). En el primer caso resulta evidente un patrón de alternancia de veranos más y menos caudalosos, mientras que en los inviernos se observa un bucle, con un período relativamente seco en torno a 2018 – 2019 y dos momentos húmedos al inicio y final de la serie disponible. En ambos casos, las diferencias entre extremos absolutos de producción estacional de caudales (entre máximos y mínimos documentados en la serie) resulta notable, de entre un 122 y 164% para verano y otoño, respectivamente.

[6] Este relevamiento no ha sido convalidado con registros públicos de obras autorizadas por la autoridad de aplicación provincial, resultando en el presente informe, solo una descripción aproximativa de la situación.

Invierno y primavera acusan tendencias crecientes en término de caudales, con pendientes importantes en el primer caso pero solo significativas (estadísticamente), en el segundo (Figura 23). Desafortunadamente, para ambos casos, no se dispone de registros de precipitación nívea en la región, con lo cual no resulta posible establecer la proporción de escurrimientos de superficie originados en el derretimiento estacional de nieves (un aspecto significativo en ríos de régimen predominantemente nivo – pluvial como el analizado). Sin embargo teniendo en cuenta que las temperaturas medias de las estaciones frías presentan un ligero aumento en décadas recientes en la región, con un ligero acortamiento del período de heladas y una decreciente producción de nieves (en espesor y duración dentro de la temporada), según observaciones de antiguos pobladores, podría hipotetizarse que parte de la mayor producción de lluvias en la región sea a expensas de la pérdida de precipitación nívea, contribuyendo así al escurrimiento directo dentro de la misma estación, adelantando el pico máximo del hidrograma anual. En particular, el comportamiento de los más recientes 2 años fuerzan la curva de tendencias del invierno y, en el caso de la primavera, una situación anómala de 2020. Si se excluyera este punto de la función de primavera, la tendencia mantendría su carácter creciente aunque suavizado.

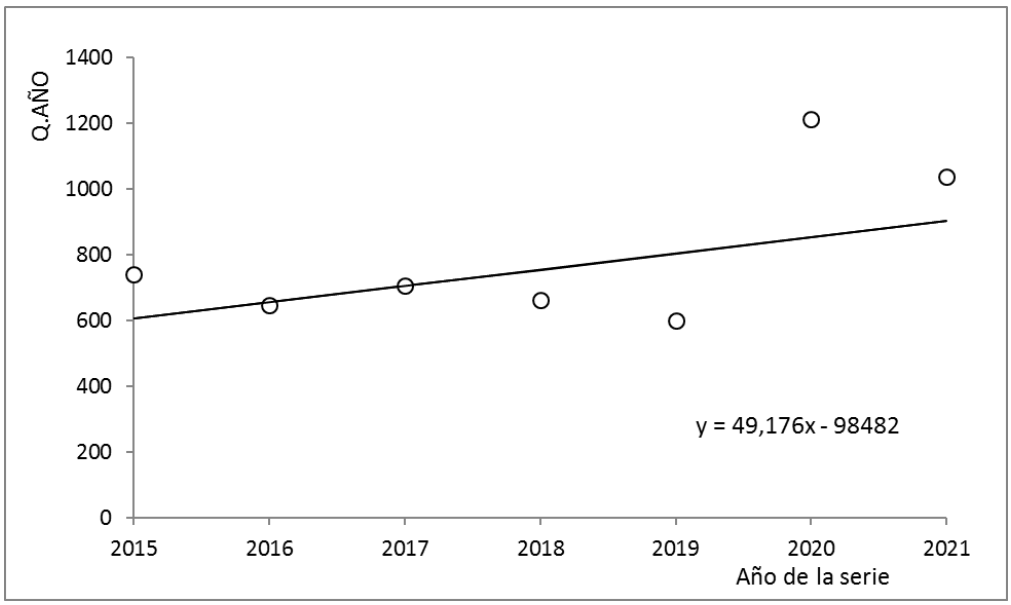


Figura 22. Tendencia reciente de la producción anual de caudales del río Chico en su tramo medio (localidad de Gobernador Gregores), determinado en la sección 2837 del SNIH (Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina), expresado en hm^3. Estadístico S de tendencia MK= +3,0 para N<10 muestras (no significativo a p<0,05); pendiente Q de Sens= +49,176.

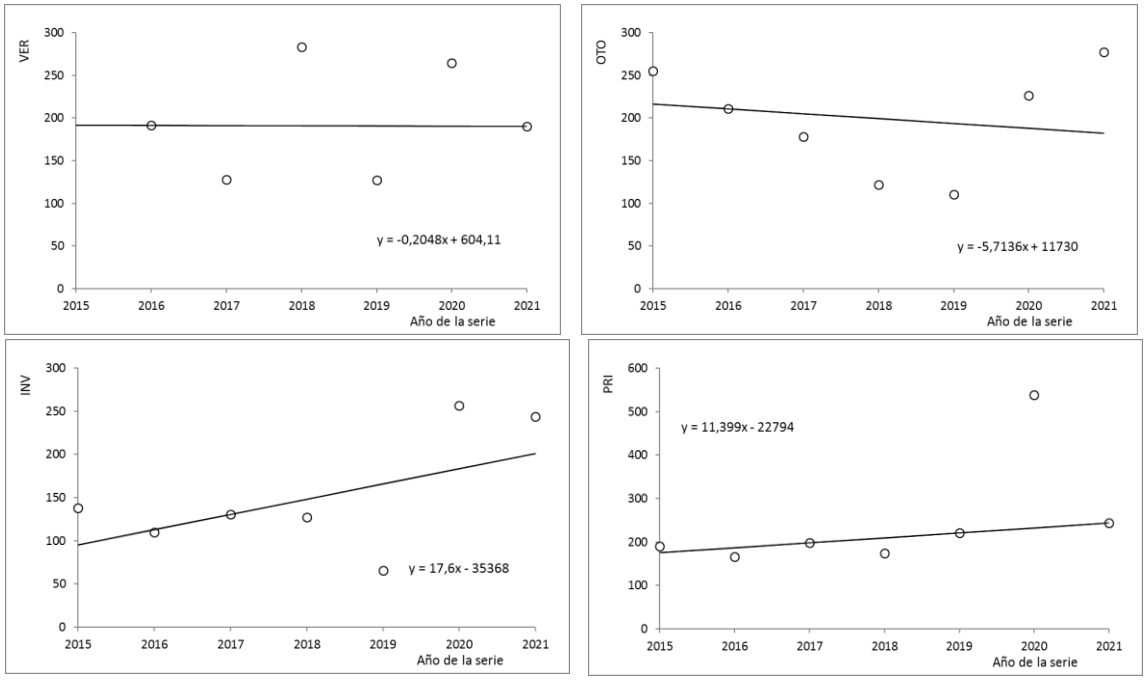


Figura 23. Tendencia reciente de la producción estacional de aguas del río Chico, determinado en su tramo medio, en la sección 2837 del SNIH para verano (sup.izq.), otoño (sup.der.), invierno (inf.izq.) y primavera (inf.der.), expresado en todos los casos en hm^3. Estadísticos S de tendencia MK: ver= +3,0; oto= -1,0; inv= -1,0; prim= +13,0 (solo durante la primavera resultó significativo a un nivel $p<0,05$); pendientes Q de Sens: ver= -0,205; oto= -5,714; inv= +17,600, prim= +11,379.

Desde 2016 existe una estación hidrométrica, integrante del SNIH, instalada en el tramo final del río Chico (SNIH 2836[7]), cuyos registros resultan representativos de la dinámica superficial de caudales del río desde la estación ubicada en Gobernador Gregores (SNIH 2837). En esta sección, la producción media anual de caudal alcanza unos 692,2 hm^3 (promedio de los años 2017 a 2020), con una distribución y desvíos estacionales de sospechosa homogeneidad a lo largo del año tomando en consideración el régimen predominantemente nivo – pluvial de su alimentación (ver Figuras 25 y 26 del Tomo I), (Figura 24). Asumiendo un normal funcionamiento del equipo

[7] Los datos presentados en el siguiente análisis se basan en la transformación de registros diarios de tirantes desde noviembre de 2016 y hasta junio de 2022, documentados para la estación SNIH 2836, transformados a caudal mediante la función HQ provista por la empresa administradora del servicio hidrométrico Q=6,055-23,617*HM+29,916*HM^2, para un rango de tirantes válidos entre 0,40 y 1,65 m válida desde el 30/04/2020, a partir de N=83 aforos realizados entre mayo de 2015 y junio de 2022. En diciembre de 2020 se comenzaron a registrar una serie de tirantes anómalos, por debajo de las funciones calibradas, que no permiten asegurar plena confianza en las predicciones de Q. Desde entonces y hasta el presente, se registran caudales extraordinariamente bajos, inconsistentes con el comportamiento del río en la estación hidrométrica de Gobernador Gregores (SNIH 2837) ubicada aguas arriba. El análisis de causales de estas inconsistencia escapa a los objetivos del presente estudio y solo se analiza la información disponible tal y como se la dispone, sugiriéndose cautela en su interpretación.

hidrométrico instalado, durante el período 2021 y 2022 se ha registrado una caída notable de caudales en este segmento del río, no evidente en la estación SNIH 2837 (ver Figura 24 del Tomo I) y que solo podría representar una pérdida fenomenal de volúmenes de recurso superficial en el recorrido entre estaciones. La validación de esta situación excede a los objetivos del presente estudio y si bien ha sido posible confirmar la existencia de captaciones de caudales, a partir de numerosas obras hidráulicas para riego por inundación a lo largo del recorrido, mediante análisis e interpretación de escenas recientes DigitalGlobe WorldView 2, se desconocen las dotaciones adjudicadas a los superficiarios.

Excluyendo del análisis los años con inconsistencias 2021 y 2022, se observa en la corta secuencia disponible, una tendencia decreciente en la producción de caudales anuales, en contraposición a lo observado en el hidrómetro aguas arriba (Figura 25). También en las cuatro estaciones se confirma esta tendencia, si bien de pendiente despreciable en todos los casos (Figura 26).

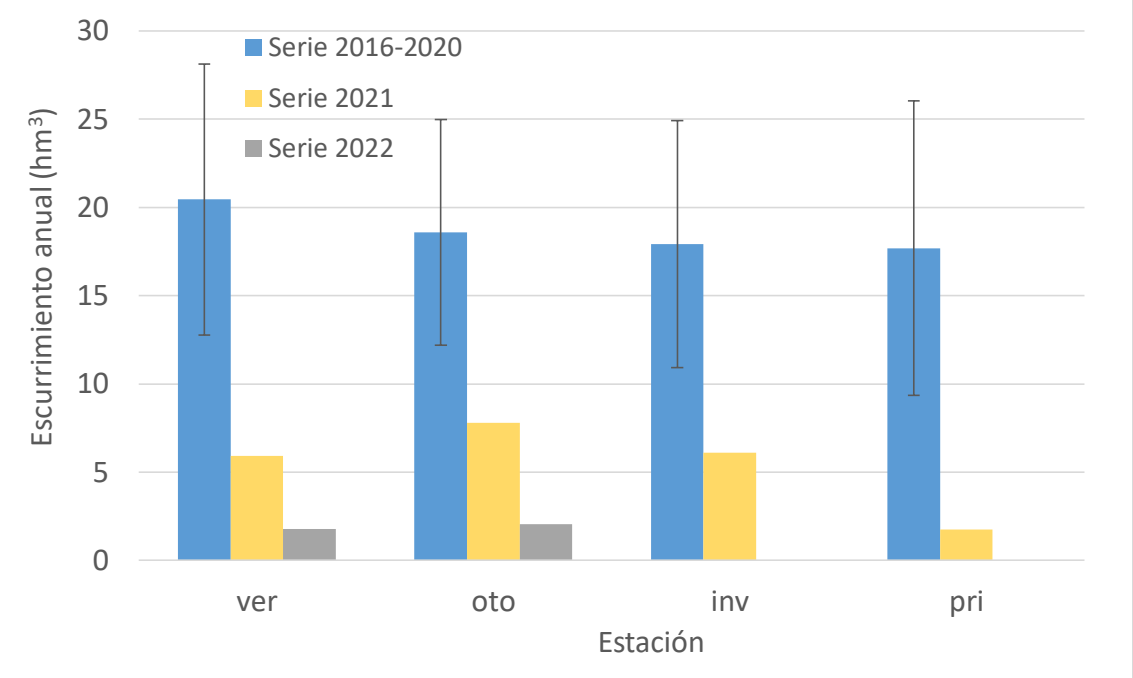


Figura 24. Distribución estacional de caudales en el río Chico, medidos en la sección SNIH 2836 (tramo final previo a la desembocadura del río en el estuario del río Santa Cruz), promedio de la serie temporal disponible 2016–2022. Información procesada a partir de registros de tirantes y funciones HQ publicada por SNIH (Secretaria de Infraestructura y Política Hídrica de la República Argentina), última consulta 31 en julio de 2022.

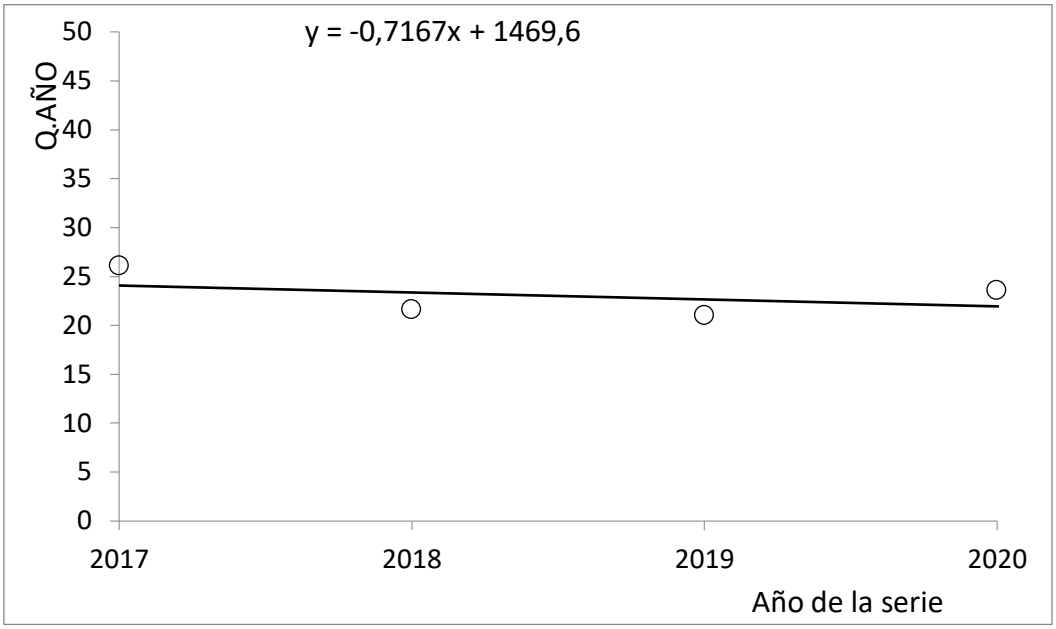


Figura 25. Tendencia reciente de la producción anual de caudales del río Chico en su tramo final (RN3), determinado en la sección 2836 del SNIH (Sistema Nacional de Información Hídrica de la República Argentina), expresado en hm^3. Estadístico S de tendencia MK= -4,0 para N<4 muestras (no significativo a p<0,05); pendiente Q de Sens= -2,2. Se excluyeron los registros de 2021 debido a inconsistencias detectadas.

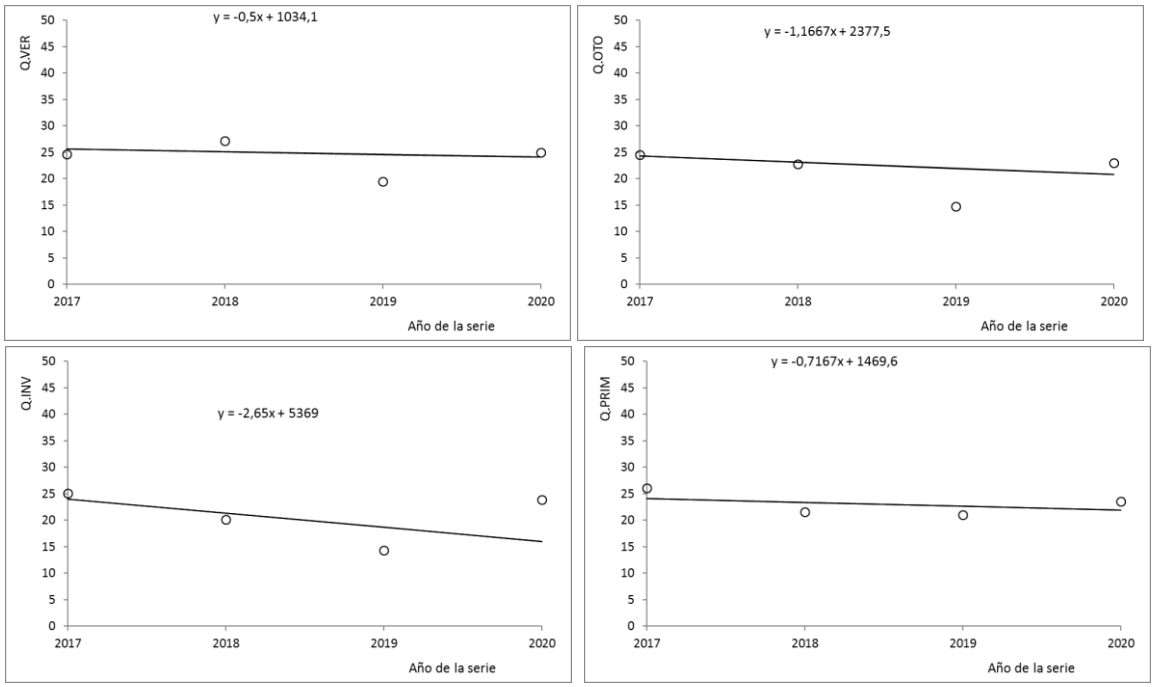


Figura 26. Tendencia reciente de la producción estacional de aguas del río Chico, determinado en su tramo final, en la sección 2836 del SNIH para verano (sup.izq.), otoño (sup.der.), invierno (inf.izq.) y primavera (inf.der.), expresado en todos los casos en m^3/s. Estadísticos S de tendencia MK: ver= 0,0; oto= -2,0; inv= -2,0; prim= -2,0 (ningún caso resultó significativo a un nivel p<0,05); pendientes Q de Sens: ver= -5,000; oto= --1,170; inv= -2,650, prim= -7,170.

1.3.3. Característica de las aguas de superficie.

1.3.3.1. pH. Todas las aguas de la región en cuestión presentaron un pH ligeramente alcalino, en términos generales siempre un poco más elevado en los cuerpos respecto a los cursos si bien con diferencias despreciables (Tabla 18). Durante la primavera siempre resultaron valores de pH sutilmente mayores en lagunas, de 9,1 ± 0,4 (cv=4,1%) y para el verano 8,8 ± 0,3 (cv=3,5%). De igual forma, en los cursos de agua se observaron 8,8 ± 0,3 (cv=3,3%) y 8,2 ± 0,2 (cv=2,8%), respectivamente para las mismas estaciones. La variabilidad entre todos los casos medidos resultó bastante acotada y poca diferencia se detectó entre casos extremos. Entre los más pueden destacarse la laguna AERO-GG, ubicada en una terraza glaciaria al noroeste de la localidad de Gobernador Gregores (pH=9,73 en primavera y 9,32 en verano) y la laguna ANDIA2, en estancia Sierra Andía ubicada en terrazas altas del valle del río Belgrano (pH=9,44 en primavera y 8,34 en verano), entre los cuerpos lagunares.

1.3.3.2. Conductividad eléctrica estandarizada (CE_E). La CEE evidenció una multiplicidad de comportamientos en cuerpos y cursos de la macro región de las SH1402 y SH1404 (Tabla 18). Entre los primeros mencionados resultaron evidentes dos comportamientos contrapuestos. Por un lado, los grandes cuerpos mostraron una mayor CE_E durante el verano, similar a lo observado en aguas de la SH1401, como el lago Burmeister (BURMEI) y las lagunas La Oriental (GLORIA-FINAL) y Del Cuervo (CUERVO), que no vieron modificadas significativamente sus CE_E entre estaciones, aunque con una tendencia creciente en el momento más seco del año (96,2 a 156,7 µS/cm entre primavera y verano en el primer caso; 363,0 a 419,0 µS/cm en el segundo; y 319,0 a 332,0 µS/cm en el último citado). En contrapartida, en las lagunas pequeñas y someras (pocas halladas con presencia de agua en ambas estaciones, durante 2021 y 2022), el comportamiento de las concentraciones fue inverso y con notables diferencias entre estaciones (3.370,0 a 1.269,0 µS/cm en AERO-GG, entre primavera y verano; 1.864,0 a 127,7 µS/cm en ANDIA2; y 1.277,0 a 467,0 µS/cm en LAG-MIE). Es importante destacar que entre estaciones, durante el verano tardío todas éstas tuvieron menores volúmenes de agua disponible (situación en la cual se esperarían mayores valores de CE_E), sin embargo, los muestreos de primavera en todas éstas fueron bajo condiciones de intenso viento, con una importante cantidad de sedimentos en suspensión por el movimiento en el lecho, que puede haber afectado las determinaciones. El comportamiento y tendencias en estas

lagunas es lo suficientemente fuerte como para significar una correlación intensa del fenómeno, pero que debe tomarse con cautela dados los comportamientos diferenciales analizados previamente (coef.correl.= -0,770; r^2= 0,593; n=6).

Entre los diferentes ríos de las SH1402 y SH1404 se manifestaron diferentes comportamientos y variabilidades en la región, si bien en términos generales la tendencia estacional se confirmó como lo analizado en la SH1401, con mayores CE_E durante el verano, con un predominio de menores caudales circulantes en relación a la primavera (150,5 ± 125,2 µS/cm, cv= 83,2% versus 135,0 ± 120,2 µS/cm, cv= 89,1%, respectivamente), situación que permitió una correlación moderada del fenómeno (coef.correl.= -0,495; r^2= 0,244; n=23).

Los valores más bajos se hallaron en aguas del río Roble (promedio de 94,7 µS/cm en primavera y 102,0 µS/cm en el verano), congruente con lo observado en el propio lago de origen, el Burmeister (96,2 µS/cm y 152,7 µS/cm, respectivamente). Éstos logran neutralizar la salinidad del río Belgrano que, aguas arriba de la confluencia con el Robles, acusan mayores CE_E medias, de 164,2 a 255,0 µS/cm. En verano se han detectado CE_E de hasta 411,0 µS/cm. Hacia el final del recorrido del río Belgrano, previo a su confluencia con el río Chico, la CEE tan solo es de unos 119,4 µS/cm en la primavera y 180,6 µS/cm en el verano. En la segunda cuenca vertiente que alimenta las aguas de la SH1402, entre los ríos Chico, Del Capitán y Lista existen comportamientos similares, de reducida salinidad y variabilidad entre ellos, con promedios de 62,5 ± 29,4 µS/cm (cv= 47,0%) en primavera y 94,6 ± 34,4 µS/cm (cv= 36,4%) en verano.

Desde su confluencia con el río Belgrano, y a lo largo de su recorrido hasta su sección final, antes de la desembocadura en el estuario del río Santa Cruz, el río Chico incrementa su CE_E, tanto en primavera como en verano, si bien en niveles reducidos, con una importante variabilidad y un bajo ajuste durante su regresionado (Figura 27). A lo largo de sus 354 km de recorrido entre estos puntos el río Chalía consiste en el único tributario relevante durante unos pocos momentos del año. Y si bien la conductividad de éste resulta particularmente alta en el verano, en su tramo final (>1.530 µS/cm), su reducido caudal en relación al esperado en el Chico (<1,0 m^3/s versus ~20,0 a 30,0 m^3/s, respectivamente), no logra un impacto significativo aguas abajo.

1.3.3.3. Sólidos disueltos (STD) y en suspensión (SST). En términos promedio, durante la primavera se detectaron mayores concentraciones de sólidos totales en aguas de lagos y lagunas de la micro región, en relación al verano, si bien también con una mayor variabilidad entre situaciones. Así, en la primer temporada mencionada, se detectaron 973,9 ± 959,5 mg/l (cv= 98,5%)

de STD, con casos extremos elevados en las lagunas efímeras o estacionales dentro de los valles de los ríos Chico y Belgrano, como lagunas Menelik (2.710,0 mg/l), Manantial de las Chinas (2.280,0 g/l) o Sierra Andía (1.248,0 mg/l); y en otro extremo, las menores concentraciones en el lago Burmeister (64,9 mg/l), lagunas de altura como La Oriental (217,0 mg/l) o en terrazas glaciarias de precordillera, como Clementek (188,0 mg/l).

Tabla 18. Parámetros pH, Conductividad Eléctrica Estandarizada (CE_E) y concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD) para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 y SH04 del río Chico superior e inferior, respectivamente.

		PRIMAVERA			VERANO		
		pH	STD	CEE	pH	STD	CEE
CUERPOS	PROM	9,1	973,9	1.214,9	8,8	347,6	517,2
	MIN	8,6	64,9	96,2	8,4	65,8	98,9
	MAX	9,7	2.710,0	3.370,0	9,3	857,0	1.269,0
	DE	0,4	959,5	1143,8	0,3	268,4	396,6
	CV%	4,1%	98,5%	94,1%	3,5%	77,2%	76,7%
RIOS	PROM	8,3	90,8	135,0	8,2	100,7	150,5
	MIN	7,6	27,3	40,1	7,5	36,7	54,6
	MAX	8,8	451,0	672,0	8,7	431,0	648,0
	DE	0,3	80,6	120,2	0,2	83,4	125,2
	CV%	3,3%	88,8%	89,1%	2,8%	82,8%	83,2%

Dónde: STD, expresado en mg/l; pH, en unidades adimensionales; CE_E, expresado en µS/cm; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

Los datos disponibles resultan insuficientes para establecer una relación clara entre las dinámicas temporales de las concentraciones de STD, no obstante, en forma generalizada, durante el verano promediaron 347,6 ± 268,4 mg/l (cv= 77,2%). Las lagunas efímeras y estacionales se encontraron secas tempranamente desde finales de la primavera de 2021 (con lo cual el N se redujo en esta temporada) y momentos de viento (típicos en la primavera) alteraron significativamente las lecturas de este parámetro en las lagunas someras, con lo cual la variabilidad y el tamaño de la muestra impactaron negativamente en la búsqueda de una correlación posible. Los lagos y las grandes lagunas de carácter permanente mantuvieron relativamente constante sus concentraciones en verano, como la Oriental, Burmeister y laguna Cuervo, en la estancia Los Faldeos dentro del valle del río Lista.

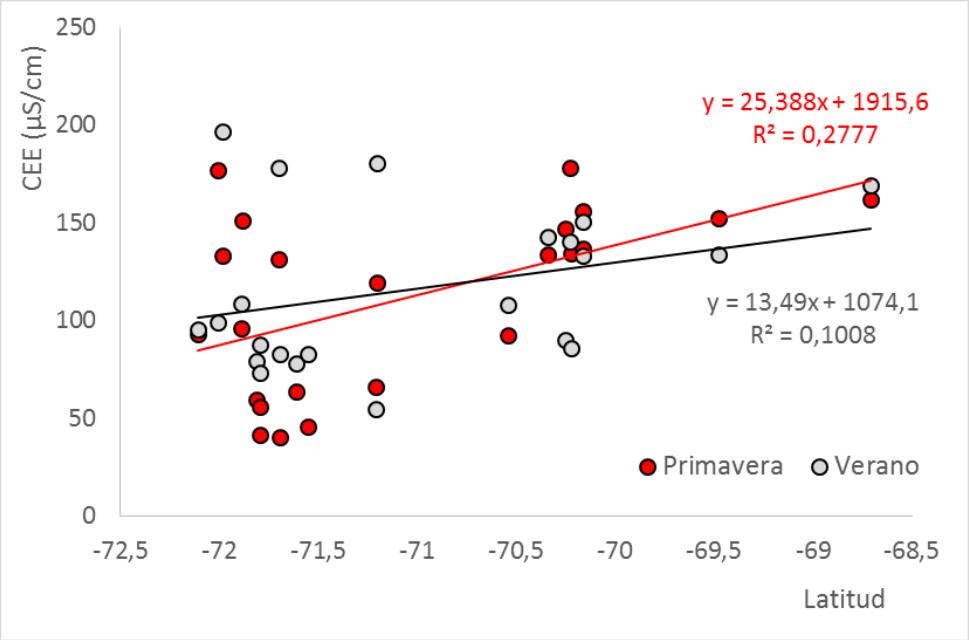


Figura 27. Dinámica espacial de la conductividad eléctrica estandarizada (CE_E) de aguas del río Chico entre su confluencia con el río Belgrano y hasta la desembocadura en el estuario del río Santa Cruz, en RN3.

Los cursos de agua mostraron concentraciones notablemente más bajas de STD en relación a los cuerpos, si bien relativamente más altas que otras referencias disponibles recientemente, para ríos del resto de la provincia (Casalinuovo y otros, 2018; 2019). En promedio para el conjunto no se detectaron diferencias significativas entre temporadas, siendo de 90,8 ± 80,6 mg/l (cv= 88,8%) durante la primavera y 100,7 ± 83,4 mg/l (cv= 82,8%) para el verano. Sin embargo, en líneas generales y salvo pocas excepciones, existen dos grandes comportamientos que permiten agrupar ríos, uno de incremento y otro de decremento en los STD entre primavera (máximos caudales) y verano (estío), en el primer caso mayormente en cursos aguas arriba de la confluencia entre Chico y Belgrano y, en el segundo caso, aguas abajo y hasta la desembocadura. Ambos casos con importantes variabilidades, no obstante, que condicionan la búsqueda de correlaciones (coef.corr.= 0,627; r^2= 0,393 para el primer grupo de ríos; coef.corr.= 0,487; r^2= 0,237 para el segundo).

Entre los tributarios de la región de los ríos Lista – Chico – Capitán (SC140201), los STD promediaron 42,6 mg/l y 60,0 mg/l en primavera y verano, respectivamente. En esta micro región se presentan los más bajos STD en relación a la segunda cuenca productora de grandes caudales de la RH14 en conjunto, la SC140202 (ríos Roble – Águila – Belgrano) con STD promedios de 86,5 mg/l y 121,8 mg/l, para las mismas temporadas.

En términos de los SST no se encontró un patrón particular entre las concentraciones de los diferentes cuerpos de agua, dentro de cada temporada (Tabla 19). Grandes cuerpos y permanentes, como el lago Burmeister y laguna La Oriental evidenciaron los valores más bajos (entre 4 y 5 mg/l respectivamente para verano y 21 y 15 mg/l para la primavera), al igual que algunas lagunas someras y efímeras o frecuentemente estacionales como Clementec (23 mg/l) o manantial Las Chinas (entre 38 y 17 mg/l respectivamente para verano y primavera). Las concentraciones más elevadas se encontraron en las lagunas ex Bella Vista, en el valle del río Chico superior (1.281 mg/l) y Sierra Andía, en terrazas glaciarias del tramo medio del río Belgrano (1.218 mg/l). En promedio, durante el verano los SST tendieron a concentrar un poco más que en la primavera aunque a expensas de una gran variabilidad (273,7 ± 455,2 mg/l, cv= 166,3% versus 194,9 ± 392,6, cv= 201,6% respectivamente), que tampoco permitió encontrar un patrón temporal específico y una correlación particular.

En el caso de los ríos y arroyos, si resulta evidente una mayor concentración de SST durante el verano, con un promedio de 224,0 ± 245,1, respecto a la primavera (14,1 ± 8,0). Incluso, es posible realizar un agrupamiento tentativo por cuencas, siendo más altos los SST durante el verano en cursos de la CC140202 '*Belgrano*' (388,8 mg/l) que en CC140201 '*Capitán*' (56,1 mg/l), no obstante lo cual en primavera, con grandes caudales en ambos casos, la situación tiende a asemejarse (17,3 versus 17,8 mg/l, respectivamente). Se presentan, sin embargo, unos pocos cursos en los cuales sus altas o bajas concentraciones son constantes entre temporadas y propias de la personalidad de cada curso, como en el río Roble (3,0 – 19,0 mg/l), río Capitán (8,0 – 21,0 mg/l). La regla no obstante, es la oscilación entre extremos altos y bajos que en ocasiones logran valores notables como durante el verano el río Belgrano medio (674,0 mg/l), el arroyo Águila (983,0 mg/l) y diversas secciones del río Chico en su recorrido (entre 200,0 y 590,0 mg/l).

Es importante considerar que, como en otros parámetros analizados, los SST se ven influenciados por el momento de muestreo, dado que tormentas y escurrimientos consecuentes previos, así como derretimientos en el caso de cursos o vientos fuertes en el caso de lagunas someras, impactan las concentraciones independientemente de la temporada en la que se encuentre.

1.3.3.4. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$. Dos cuerpos lagunares estacionales acusaron las alcalinidades más altas de la región, entre 2.400 y 7.500 mg/l (Menelik y Sierra Andía, respectivamente) durante la primavera, desapareciendo luego durante el verano. Excluyendo estos casos, las alcalinidades promedio resultaron próximas entre los diferentes cuerpos y

temporadas de muestreo, en general, y salvando las diferencias entre éstos, con una tendencia a mayores concentraciones durante la primavera (Tabla 19). Una situación inversa se presenta con la dureza, encontrándose los mayores valores promedio durante el verano (115,4 ± 57,5 mg/l versus 70,0 ±42,7 mg/l respectivamente). Sin embargo, estas tendencias no pueden asumirse como características de cada temporada dado el reducido número de muestras y el hecho de que algunos cuerpos desaparecieron durante la estación seca.

Tabla 19. Parámetros Sólidos Totales Suspendidos (SST), Alcalinidad y Dureza de $CaCO_3$ para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 y SH1404.

		PRIMAVERA			VERANO		
		SST	**ALC ***	**DUR**	**SST**	**ALC**	**DUR**
CUERPOS	PROM	194,9	136,9	70,0	273,7	115,6	115,4
	MIN	15,0	24,0	19,0	4,0	23,0	51,0
	MAX	1218,0	320,0	145,0	1281,0	210,0	219,0
	DE	392,9	104,1	42,7	455,2	65,7	57,5
	CV%	201,6%	76,0%	61,0%	166,3%	56,8%	49,9%
RIOS	PROM	14,1	65,0	57,7	224,0	51,5	98,7
	MIN	2,0	24,0	11,0	3,0	18,0	6,0
	MAX	29,0	112,0	92,0	983,0	167,0	695,0
	DE	8,0	25,2	25,6	245,1	28,4	146,2
	CV%	56,3%	38,7%	44,3%	109,4%	55,1%	148,2%

Dónde: SST, expresado en mg/l; ALC, alcalinidad expresada en mg/l; DUR, expresada en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; * Se excluyen del promedio, entre los cuerpos, las lagunas Menelik y Sierra Andía.

La alcalinidad en ríos y arroyos no evidenció patrones o tendencias detectables y consistentes para todos los casos, en tiempo y espacio, promediando 65,0 ± 25,2 mg/l durante la primavera y, ligeramente más bajo, 51,5 ± 28,4 mg/l en el verano (Tabla 19). Las concentraciones más elevadas, por sobre los 100 mg/l se encontraron en diversas secciones del río Belgrano superior y el Águila (100 a 112 mg/l y 117 mg/l, respectivamente). A lo largo del curso principal del río Chico y todos los canales muestreados, los valores oscilaron entre unos 42 y 85 mg/l sin un patrón particular aguas arriba o abajo y sin poder reconocerse si algunos factores específicos como la ocurrencia de drenajes excedentes del riego, confluencia de ríos o vertidos urbanos pudieran haber impactado en ellos.

La dureza en cursos se expresó de igual forma que en los cuerpos, con tendencias temporales opuestas a lo ocurrido con la alcalinidad, de un

promedio de 57,7 ± 25,6 mg/l en primavera y hasta 98,7 ± 146,2 mg/l en el verano. En la primera estación mencionada, con altos caudales en casi toda la región, la dureza mostró una reducida variabilidad con extremos entre 17,0 mg/l (varias secciones en los tramos superiores del río Chico, próximos a sus nacientes) y 92,0 mg/l en tramos medios de su recorrido, antes e inmediatamente después de la localidad de Gobernador Gregores. Los registros más altos sucedieron en ríos de la CC140201 durante el verano, con extremos de 111,0 y 381,0 mg/l en el río Chico y 695,0 mg/l en el Capitán.

1.3.3.5. Cationes mayoritarios y RAS. En lagos y lagunas de las SH1402 y SH1404, el ion Na^+ es, por mucho, el dominante entre los cationes mayoritarios (Tabla 20). Con una mayor oferta volumétrica de agua durante la primavera, el promedio de sus concentraciones en la región alcanzó 528,4 ± 675,2 mg/l (cv= 127,8%), notablemente más alta que durante el verano (94,2 ± 123,9 mg/l, cv= 131,5 %). Sin embargo, en ambas temporadas las variabilidades resultaron elevadas, principalmente por el comportamiento de unos pocos cuerpos como Manantial Las Chinas, Sierra Andía, lagunas del Mie y Menelik que acusaron importantes saltos entre temporadas. Otros cuerpos como Burmeister, Cuervo, La Oriental y Clementec se mantuvieron relativamente invariantes e incluso con concentraciones bajas (entre 3,0 y 47,0 mg/l). Solo en unos pocos casos se observaron valores tan extremos altos como los registrados en la SH1401, como Menelik (2.000 mg/l de Na^+) y Sierra Andía (1.100 mg/l).

La predominancia del Na^+ no es constante ni en tiempo ni espacio dentro de la micro región, pudiendo encontrarse una alternancia, en algunos cuerpos, entre éste y el Ca^+. Mientras que en algunos casos éste es el segundo catión en importancia, en casos como el lago Burmeister resulta ser el primero (18,0 mg/l Ca^+ y 3,0 mg/l Na^+) y en otros, como lagunas del Mie y Cuervo, encontrarse en similares concentraciones al Na^+ (45,5 mg/l Ca^+ y 42,5 mg/l Na^+). Finalmente, K^+ y Mg^{2+} ocupan un tercer lugar, alternándose entre situaciones con mayor o menor concentración. Entre casos notorios para mencionarse se detectaron valores de entre 45,0 y 60,0 mg/l de K^+en laguna Manantial de las Chinas y 61,0 mg/l de Mg^{2+} en lagunas del Mie, dentro de los límites del P.N. Perito Moreno. Los valores medios en cada elemento, no obstante, se encontraron en niveles considerablemente más bajos, del orden de 8,4 mg/l (δ= 4,6 mg/l) a 15,4 mg/l (δ= 17,7 mg/l) de Mg^{2+} para verano y primavera, y entre 11,2 mg/l (δ= 16,9 mg/l) y 13,5 mg/l (δ= 18,5 mg/l) de K+ para las mismas estaciones, respectivamente.

Las concentraciones de estos aniones en lagunas y lagos de la región determinaron, en ocasiones, valores de RAS significativamente elevados. Si

bien se trata de un parámetro de interés para el uso de agua en iniciativas de irrigación (y careciendo estos cuerpos en SH1402 y SH1404 de potencial para ser fuentes de tales usos debido a otras restricciones), resultan interesantes de notar, como durante la primavera pudo medirse en laguna Menelik (RAS=68,6) y en laguna Sierra Andía (RAS=26,1).

Tabla 20. Cationes más importantes presentes en aguas de las SH1402 y SH1404 en diferentes momentos del año.

		PRIMAVERA			VERANO		
		Na^+	**Mg^{2+}**	**Ca^{2+}**	**Na^+**	**Mg^{2+}**	**Ca^{2+}**
CUERPOS	PROM	528,4	13,5	41,4	94,2	11,2	34,2
	MIN	3,0	1,0	8,0	3,0	1,0	18,0
	MAX	2000,0	60,0	110,0	340,0	45,0	46,0
	DE	675,2	18,5	29,8	123,9	16,9	11,0
	CV%	127,8%	136,7%	72,0%	131,5%	151,2%	32,3%
RIOS	PROM	8,4	3,8	17,2	10,6	4,0	20,2
	MIN	2,0	1,0	6,0	4,0	1,0	10,0
	MAX	20,0	13,4	32,0	30,0	24,0	38,0
	DE	5,3	2,9	5,8	6,9	4,5	5,5
	CV%	62,8%	74,5%	33,9%	65,3%	111,6%	27,3%

Dónde: Concentraciones presentes de Na^+, ion Sodio expresado en mg/l; K^+, ion Potasio expresado en mg/l; Ca^{2+}, ion Calcio expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

El catión más importante en ríos de toda la micro región es el Ca^{2+} con concentraciones que fluctúan entre los 11,1 y 13,8 mg/l en la región CC140201 de los ríos Lista – Chico (nacientes) – Capitán, entre los 20,0 y 23,6 mg/l en la CC140202 de los ríos Roble, Águila y Belgrano y entre 20,6 y 22,3 mg/l en el resto, aguas debajo de la confluencia de los ríos Chico y Belgrano, siempre ligeramente mayores valores durante el verano que en la primavera (Tabla 20). Su presencia es relativamente homogénea en todos los cursos, lo que resulta en una variabilidad relativamente baja para este elemento en relación al resto, en especial el Mg^{2+} que si bien tratándose del tercer elemento en términos de relevancia, en ocasiones ha igualado las propias del Na^+, el segundo ión presente en ríos y arroyos. En ningún caso, en ningún curso analizado, se registraron valores de RAS por sobre 1,6.

1.3.3.6. Aniones mayoritarios y salinidad. Bicarbonatos (HCO_3^-) y Cloruros (Cl^-) son las formas predominantes, entre los aniones, de casi todas las muestras procedentes de cuerpos de agua de la SH1402 y SH04 (Tabla

21), como también lo fue en la zona del Strobel – Cardiel, con unas escasas excepciones. En términos generales, la primavera evidenció los valores más altos en ambos, desde un promedio de 622,9 ± 885,3 mg/l (cv= 142,1%) para HCO_3^- y hasta 619,0 ± 898,1 mg/l (cv= 145,1%) para Cl^-. Durante el verano, estas referencias bajaron significativamente, hasta unas 240,6 ± 124,9 mg/l (cv= 51,9%) para HCO_3^- y hasta 52,2 ± 79,0 mg/l (cv= 151,4%) para Cl^-, sin perder en ningún caso la representatividad respecto a otros iones, si bien en ocasiones como laguna Sierra Andía, los carbonatos lograron igualar la concentración de bicarbonatos (540,0 mg/l). Algunas concentraciones notables de estos elementos se encuentran en lagunas someras como Manantial Las Chinas, al NE de Gobernador Gregores (promedio de 484,9 mg/l de HCO_3^-; 488,0 mg/l Cl^-; 163,5 mg/l $CO_3^=$; y hasta 216,0 mg/l de $SO_4^=$); laguna Sierra Andía (1.093,0 mg/l Cl^-) o laguna Menelik (promedio de 2927,0 mg/l de HCO_3^-; 2.776,0 mg/l Cl^-; 340,0 mg/l $CO_3^=$). En el extremo opuesto, el lago Burmeister y la laguna La Oriental, los cuerpos más grandes y profundos de la micro región, asociados a la cordillera, evidenciaron las concentraciones más bajas para todas estas sales, en el primero mencionado con 42,0 a 64,0 mg/l de HCO_3^-, 7,0 a 32,0 mg/l Cl^-, 1,0 mg/l $CO_3^=$; y 1,0 mg/l de $SO_4^=$, mientras que en el segundo 189,0 mg/l de HCO_3^-, 10,0 a 45,0 mg/l Cl^-, 12,0 a 15,0 mg/l $CO_3^=$; y 8,0 a 14,0 mg/l de $SO_4^=$.

Los $SO_4^=$ se presentan, en general, en reducidas concentraciones, si bien con una variabilidad importante, entre extremos de 1,0 a 20,0 mg/l (lagos Burmeister y La Oriental, lagunas Cuervo, Sierra Andía y Clementec). En un segundo grupo de mayores concentraciones, éstas han alcanzado entre 140,0 y 216,0 mg/l (Manantial las Chinas, Menelik y lagunas del Mie).

El ion Bicarbonato, la igual que lo observado en numerosos ríos al sur de la provincia de Santa Cruz, es la forma predominante en las aguas de cursos superficiales de la región, con una concentración promedio de 80,3 ± 34,1 mg/l (cv= 42,4%) durante verano y 53,7 ± 29,6 mg/l (cv= 55,1 %) durante primavera (Tabla 21). Las manifestaciones más bajas, en éstos y todos los aniones en general, resultó en el grupo de ríos de la CC140201 (entre 29,4 y 44,0 mg/l de HCO_3^- entre primavera y verano respectivamente; 19,3 a 8,1 mg/l Cl^-; 1,0 a 6,9 mg/l $CO_3^=$; y entre 2,8 y 2,9 mg/l de $SO_4^=$). En segundo término y a escala regional, es acompañado por el Cloruro, con un una concentración promedio de 28,0 ± 10,1 mg/l (cv= 36,1%) en primavera y 10,4 ± 6,6 mg/l (cv= 36,1%) en verano. Este comportamiento mayormente es el observable en ríos del grupo de la CC140202 y de las diferentes secciones del río Chico aguas debajo de la confluencia con el Belgrano. Sin embargo, en el grupo de ríos de CC140201 los carbonatos tienen un protagonismo importante, comparable al segundo lugar que ocupan los cloruros.

Tabla 21. Aniones más importantes presentes en aguas de las SH1402 y SH1404, en diferentes momentos del año.

		PRIMAVERA			VERANO		
		HCO_3^-	Cl^-	$CO_3^=$	HCO_3^-	Cl^-	$CO_3^=$
CUERPOS	PROM	622,9	619,0	141,0	240,6	52,2	29,4
	MIN	42,0	32,0	1,0	64,0	7,0	1,0
	MAX	2.927,0	2.776,0	540,0	450,0	210,0	132,0
	DE	885,3	898,1	189,4	124,9	79,0	51,5
	CV%	142,1%	145,1%	134,4%	51,9%	151,4%	175,1%
RIOS	PROM	53,7	28,0	1,0	80,3	10,4	1,3
	MIN	10,0	9,0	1,0	42,0	7,0	1,0
	MAX	122,0	48,0	1,0	185,0	36,0	9,0
	DE	29,6	10,1	0,0	34,1	6,6	1,6
	CV%	55,1%	36,1%	0,0%	42,4%	63,6%	121,0%

Dónde: Concentraciones presentes de HCO_3^-, ion Bicarbonato expresado en mg/l; Cl^-, ion Cloruro expresado en mg/l; $CO_3^=$, ion Carbonato expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual.

1.3.3.7. Oxígeno Disuelto (OD). La variabilidad de este parámetro, en tiempo y espacio, es muy grande debido a los factores ambientales que lo condicionan y observables en una región tan extensa, por lo que no resulta posible por el momento detectar patrones particulares de agrupación de las observaciones si bien se destacan algunas tendencias. Entre los cuerpos de agua, a modo de ejemplo, las lagunas someras mostraron en ambas campañas, de acuerdo a lo esperado, las concentraciones más bajas de O_2 (6,7 mg/l O_2 en laguna MENELIK; 6,8 mg/l en ANDIA2; 8,1 mg/l en laguna Manantial de las Chinas –AEROGG– durante su menor volumen en el verano). En el extremo opuesto, cuerpos grandes y profundos, todos ubicados en el extremo oeste de la SH1404, en general con un predominio de temperaturas medias más bajas que en el resto de la región, evidenciaron las mayores concentraciones (entre 11,8 y 12,1 mg/l O_2 en lago Burmeister; entre 10,6 y 11,1 mg/l en lagunas del Mie; o entre 10,1 y 11,3 en laguna La Oriental). La dinámica del oxígeno en agua en estos cuerpos sin intervenciones antrópicas (por el momento) no tienen más que a los factores del ambiente como condicionantes de sus concentraciones, los que entre campañas no han demostrado impactarlas de forma notable, con lo que promedios y variabilidades se muestran bastante próximos para los valores promedio entre campañas (Tabla 22).

En ríos y arroyos las concentraciones siguen igual comportamiento a lagos y lagunas, ya mencionados. En momentos de baja oferta de caudal estacional se han encontrado valores de entre 7,4 y 9,8 mg/l de O_2 en casi todos los cursos con la excepción de tramos altos en aquellos con recarga en cordillera, en zonas con temperaturas medias relativamente bajas aún durante el verano y con pendientes elevadas que determinan turbulencia en los escurrimientos, todos factores que contribuyen a una mayor disolución de oxígeno, como en las nacientes del río Lista (10,8 a 11,1 mg/l), en río Chico en sus nacientes (12,1 mg/l), el Capitán en sus nacientes (11,1 mg/l), el río Roble (11,9 a 13,0 mg/l). las concentraciones promedio son en general altas y con baja variabilidad entre cursos, de entre 10,3 ± 1,8 mg/l (cv= 17,0 %) para la primavera y 10,1 ± 1,8 mg/l (cv= 18,1 %) para el verano (Tabla 22). La excepción a estas referencias es el canal norte del río Chico luego de recibir las descargas de vertidos pluviocloacales urbanos en donde, a unos 100 m aguas abajo, se han medido concentraciones de 7,8 a 8,3 mg/l de O_2, ligeramente por debajo del promedio de 10,8 a 12,6 mg/l que caracteriza a las aguas del río Chico en diferentes secciones en su recorrido desde la confluencia con río Belgrano y hasta su desembocadura.

1.3.3.8. Materia orgánica y demanda de O_2 para su degradación. No se detectó presencia de MO en lagos y lagunas durante la primavera, si bien no puede descartársela en concentraciones por debajo de los 0,08 mg/l, umbral de detección utilizado en el presente estudio (Tabla 22). En el verano, la concentración promedio resultó de 13,5 ± 19,1 mg/l (cv= 141,6%), con una ligera mayor presencia en las lagunas, especialmente someras (de poca profundidad) en comparación a las grandes lagunas y lagos, con valores de 20,8 a 53,1 mg/l en el primer caso (lagunas ex Bella Vista y del Mie) versus de 0,8 a 2,6 mg/l en el segundo (lagos Burmeister y La Oriental).

En líneas generales, para los diferentes grupos de cuerpos muestreados (lagunas y lagos y ríos), siempre pudo comprobarse que, a diferencia de lo observado en la SH1401 de los lagos Strobel – Cardiel, durante el verano la DBO_5 demostró ser ligeramente mayor respecto a la primavera, de 6,2 ± 2,8 mg/l de O_2 (cv= 44,6%) en el primer caso hasta 3,3 a 4,7 mg/l (cv= 142,9%) en el segundo. La variabilidad espacial fue muy alta entre las muestras de primavera, pero fuertemente influenciadas por los valores extremos en laguna Manantial de las Chinas (13,8 mg/l de O_2) y en Menelik (8,4 mg/l) ya que en el resto de los casos nunca se superó 1,5 mg/l.

De igual forma que con los cuerpos, durante la primavera no se detectó materia orgánica circulando en ríos y arroyos de la región. En esta temporada,

los valores de DBO_5 promediaron para todas las muestras unos 6,2 ± 7,1 mg/l de O_2 (cv= 115,5 %), con la gran mayoría de casos por debajo de 1,0 mg/l pero unos pocos dispersos, sin un patrón evidente asociable con actividades en el entorno inmediato que pudieran vincularse directamente a contaminaciones de origen antrópico (con la única salvedad de ganadería bovina intensiva en proximidad de los cursos), como algunas secciones intermedias del río Chico (18,0 mg/l), algunas secciones en la cuenca alta (8,1 a 13,8 mg/l) y el canal norte del río receptor de las descargas pluviocloacales de Gobernador Gregores (21,6 mg/l). Durante el verano, con bajos caudales, la presencia de MO fue una constante en todas las aguas procedentes de ríos. Su promedio resultó relativamente bajo aunque con una gran variabilidad (3,2 ± 2,6; cv= 80,9 %), (Tabla 22), asociada a unos pocos casos con concentraciones relativamente elevadas, como el tramo inferior del río Belgrano (9,8 mg/l) y el canal norte del río Chico aguas debajo de las descargas pluviocloacales de Gobernador Gregores (9,8 mg/l). En esta temporada, los valores de DBO_5 no se apartaron significativamente respecto a lo sucedido en la temporada previa si bien con comportamientos más homogéneos entre muestras, resultando en una menor variabilidad (6,3 ± 2,8; cv= 44,1 %). Ejemplos individuales altos volvieron a presentarse en el verano, en secciones medias y altas del río Chico.

Tabla 22. Parámetros relacionados con Materia Orgánica presente, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Oxígeno Disuelto para aguas, agrupadas según su fuente, en las SH1402 y SH1404 del río Chico.

		PRIMAVERA			VERANO		
		MO *	**DBO**	**DO**	**MO**	**DBO**	**DO**
CUERPOS	PROM	< 0,08	3,3	10,0	13,5	6,2	10,3
	MIN	< 0,08	0,3	6,7	0,8	3,9	8,1
	MAX	< 0,08	13,8	12,2	53,1	12,0	11,8
	DE	Nd	4,7	2,1	19,1	2,8	1,3
	CV%	Nd	142,9%	20,4%	141,6%	44,6%	12,1%
RIOS	PROM	< 0,08	6,2	10,3	3,2	6,3	10,1
	MIN	< 0,08	< 0,3	3,8	0,1	1,5	4,2
	MAX	< 0,08	21,6	13,6	9,8	12,3	13,0
	DE	Nd	7,1	1,8	2,6	2,8	1,8
	CV%	Nd	115,5%	17,0%	80,9%	44,1%	18,1%

Dónde: MO, contenido de materia orgánica, expresado en mg/l; DO, oxígeno disuelto, expresado en mg/l de O_2; DQO, demanda química de oxígeno, expresada en mg/l de O_2; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; Nd, no se dispone de datos para su cálculo apropiado; * Datos por debajo del umbral de detección en laboratorio no se realizan cálculos.

La DQO se mantuvo en todas las muestras de cuerpos de agua (primavera e invierno) y casi en la totalidad de cursos (todas las de verano y solo un par de excepciones en primavera), siempre bajo el límite de detección utilizado en este proyecto (<16,0 mg/l). Solo en el curso principal del río Chico en la sección ubicada sobre la ruta nacional 40 (CHI-RN40) y en la sección previa a la toma de agua principal de la localidad de Gobernador Gregores (Escuela Agropecuaria) se detectaron concentraciones de 20,6 y 21,0 mg/l de O_2, respectivamente.

1.3.3.9. Hidrocarburos. Solo se detectó presencia de hidrocarburos, en la forma de TPH, en el vertido final de la planta de tratamiento de efluentes urbanos , en la localidad de Gobernador Gregores, en concentraciones de 0,9 mg/l y 1,5 mg/l durante los muestreos de marzo y septiembre, respectivamente. Sin embargo, no se detectó rastro de éste contaminante en el curso receptor a poco menos de 100 m aguas debajo de su punto de vertido, en ninguna de las fechas.

Los productos asociados al petróleo, al gas, al carbón y/o sus derivados consisten en la mezcla de una gran variedad de compuestos de tipo hidrocarburos, desde volátiles hasta pesados (WHO, 2005b; 2008). Sus componentes más livianos se separan por volatilización cerca de la fuente de un derrame. Sin embargo, otras fracciones pueden migrar y depositarse en agua o sedimentos por mucho más tiempo dependiendo de diversos factores y a distancias considerables desde la fuente de un vertido. Su presencia en aguas naturales se trata de uno de los principales problemas ambientales (Al-Baldawi y otros, 2015), como así también de cualquier tipo de actividad humana en entornos naturales. En regiones frías en particular, cuando un derrame no es detectado a tiempo o remediado de forma apropiada, los hidrocarburos pueden permanecer en el ambiente durante años y distribuirse por amplios espacios. Cuando existen derrames de TPH directamente al agua, algunas fracciones de éstos flotarán y formarán una capa delgada en superficie. Otras fracciones más pesadas se acumularán en el sedimento del fondo a través de procesos como la floculación, sedimentación y coagulación (Ikpe y otros, 2016; Adeniji y otros, 2017), lo que puede afectar a peces y a otros organismos que se alimentan en el mismo.

Excedía a los objetivos del presente informe, el análisis de sedimentos, como se los ha realizado en proyectos antecedentes en esta misma línea (Casalinuovo y otros, 2018; 2019). Sin embargo, habiéndose detectado su presencia, resultaría de particular importancia un análisis de esta y otras

contaminaciones asociadas a vertidos dentro del área de influencia urbana de la localidad de Gobernador Gregores.

1.3.3.10. Metales pesados. Las lagunas en esta porción de la RH14 acusaron valores bajos de concentración de Al en relación a lo observado en la cuenca la SH1401. El promedio de concentración osciló en torno a 0,034 mg/L ± 0,034 mg/L. El único valor apartado del resto y que ocasiona variabilidad en el conjunto es la observada en laguna ex Bella Vista, dentro del valle de inundación del río Chico en su tramo superior (0,118 mg/L Al). Prácticamente no se detectaron diferencias entre primavera y verano en las concentraciones promedio de estos cuerpos. Prácticamente todas las aguas analizadas en cursos superficiales de las SH1402 (río Chico Alto) y SH1404 (río Chico Bajo) presentaron concentraciones detectables de Al (> 0,001 mg/l), en promedio en torno a 0,038 mg/l ± 0,044 mg/l, con una gran variabilidad entre situaciones (cv=116%). En éstos, los menores caudales durante el verano tardío, se asociaron a mayores concentraciones respecto a la primavera (promedios de 0,028 ± 0,02 mg/l vs 0,046 mg/l ± 0,06 mg/l, respectivamente). La variabilidad, no obstante, es amplia entre los diferentes cursos y para ambos momentos de muestreo, lo que determina una correlación baja para este comportamiento (coef.corr.= 0,199, r^2= 0,039).

Concentraciones destacables de Al que ameritan una mención particular por distanciarse del resto de las aguas en estas regiones, todas ellas hacia finales del verano (i) el tramo final del río Chico sobre RN3 (0,234 mg/l), (ii) su tramo medio, sobre el canal norte que atraviesa la localidad de Gobernador Gregores (0,1125 mg/l) y (iii) el río Capitán (0,118 mg/l) y (iv) el río Chico en sus nacientes (0,118 mg/l).

Los vertidos cloacales urbanos también evidenciaron una presencia, si bien baja del Al, del orden de 0,009 a 0,025 mg/L.

1.3.3.11. Compuestos de Nitrógeno y Fósforo. Estos resultan sumamente escasos en las aguas de ríos y arroyos de la región. Con unas pocas excepciones, las aguas de los cursos en la micro región, siempre se encontraron por debajo de 0,5 mg/l. La única situación en que se detectó un valor superior, de 1,1 mg/l fue en una sección alta del río Chico, aguas debajo de la confluencia del río Capitán, durante las crecidas de la primavera. En el caso de los cuerpos de agua, nunca se registraron concentraciones por sobre los 0,3 mg/l (Tabla 23).

Rios y arroyos evidenciaron concentraciones promedio de 0,010 ± 0,008 mg/l de NO_2^- en verano y 0,014 ± 0,021 mg/l, a la vez que para el NO_3^- de 0,62 ±

0,0 mg/l y 0,20 ± 0,35 mg/l, para invierno y verano respectivamente. No se presentaron situaciones notablemente apartadas del promedio, pero como valores extremos pueden mencionarse (siempre durante el verano, con bajos caudales) a todo el curso del río belgrano (1,6 a 1,8 mg/l de NO_3^-) el Roble en su tramo superior (1,5 mg/l de NO_3^-) y el río Chico en sus nacientes y en proximidad del río Capitán (1,2 a 2,0 mg/l de NO_3^-).

Los cuerpos de agua de la región, no obstante evidenciaron bajas concentraciones en los compuestos de N, al igual que los ríos, con promedios relativamente bajos (Tabla 23), presentaron algunos casos extremos, mayormente en el caso de lagunas y en relación con los nitratos. A modo de ejemplo puede mencionarse a la laguna Menelik (5,2 mg/l NO_3^- durante la primavera), lagunas del Mie (3,0 mg/l NO_3^- durante la primavera), incluso el lago Buermeister (1,7 mg/l NO_3^- durante el verano). Tan solo un caso, respecto de los NO_2^- resultó notablemente elevado, la laguna Sierra andía durante la primavera.

Tabla 23. Concentraciones de formas de N y P, presentes en aguas de las SH1402 y SH1404 del río Chico.

		PRIMAVERA			VERANO		
		NO_3^-	PO_4^-	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^-	NO_2^-
CUERPOS	PROM	0,97	0,09	0,84	1,16	0,05	0,00
	MIN	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
	MAX	5,20	0,30	6,40	3,00	0,13	0,01
	DE	1,65	0,10	2,10	1,12	0,04	0,00
	CV%	170,4%	110,4%	250,0%	96,6%	76,8%	86,5%
RIOS	PROM	0,20	0,22	0,01	0,62	0,05	0,01
	MIN	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
	MAX	1,20	1,10	0,11	2,00	0,12	0,04
	DE	0,35	0,27	0,02	0,80	0,02	0,01
	CV%	174,8%	118,7%	148,4%	129,3%	52,3%	75,1%

Dónde: NO_3^-, contenido de nitratos, expresado en mg/l; PO_4^-, fosfatos, expresado en mg/l de O_2; NO_2 contenido de nitritos, expresado en mg/l; PROM, promedio del conjunto de datos para un grupo de aguas; MIN, registro mínimo; MAX, registro máximo observado; DE, desvío estándar; CV%, coeficiente de variación porcentual; Nd, no se dispone de datos para su cálculo apropiado.

1.4. Aptitud para el consumo animal (ACA)

La oferta natural y disponibilidad de agua, en cantidad y calidad, en el momento requerido, condiciona toda la productividad en el ganado (carne, lana,

cuero, leche), lo cual la convierte en uno de los elementos esenciales en la producción agropecuaria. Sus funciones en el metabolismo animal son diversas y centrales, como la digestión y el metabolismo de nutrientes, la eliminación de desechos finales del organismo por la vía de la orina y las heces, el transporte de nutrientes y otros compuestos por todo el cuerpo, el balance de electrolitos, entre otras muchas. En el ganado doméstico introducido en regiones áridas y semiáridas como la región de los ríos Chico y Chalía, la ingesta de agua a través de la bebida es la fuente más importante para cubrir sus requerimientos diarios, dado que el agua contenida en el alimento representa una muy pequeña contribución.

El agua es un excelente solvente natural. De allí que sus características resulten una función de los elementos y compuestos que contenga y sus concentraciones, en presencia del oxígeno e hidrógeno. El conjunto de éstos permite definir su calidad, un concepto relativamente ambiguo, habitualmente establecido para cada uso particular en el cual puedan establecerse umbrales beneficiosos o limitantes de sus constituyentes y propiedades. Mientras que en términos de la calidad aceptable para el consumo humano existen numerosas referencias asociadas al conocimiento de lo que provoca una concentración particular o presencia de un elemento en agua, en el caso de la bebida animal existen importantes vacíos, aún en la actualidad. Las diferentes categorías del ganado doméstico poseen rangos diversos de aceptación o restricción en el consumo de agua basado en sus atributos físicos químicos no obstante lo cual, en general, unos pocos constituyentes minerales como los sólidos totales disueltos (STD), cloruros (Cl^-) y sodio (Na^+), nitratos (NO_3^-) y algunos metales resultan determinantes.

Las dos grandes fuentes de agua para la bebida animal en la región, proveniente de fuentes superficiales, son los cursos (ríos y arroyos) y cuerpos (lagos y lagunas, desde permanentes y estacionales hasta efímeras). Éstas no solo tienen dinámicas diversas en términos de su oferta en cantidad a lo largo del año, sino también en términos de sus características. Entre las aguas de ríos y arroyos de la región, el conjunto de atributos analizados permite catalogarlas como de buena aptitud general para el consumo de un grupo diverso de animales domésticos posibles (Anexo V) con algunas pocas salvedades que se comentan a continuación. Este análisis debe tomarse como exploratorio y, de ninguna manera, representa un análisis exhaustivo de utilidad para casos específicos a una escala micro regional o predial, para los cuales deberían conducirse análisis más detallados de la calidad de las aguas involucradas en tal situación.

El pH se encuentra, en general próximo a la neutralidad y ligeramente alcalino. En particular casi todos los ríos y arroyos analizados se encuentran un

poco por sobre los valores de referencia óptimos para todo tipo de ganado doméstico (pH> 8,0), pudiéndosela catalogar como aguas de pobre calidad para la bebida de acuerdo a los valores guía adoptados en el presente informe aunque sin llegar a una limitante (Anexo V), (Alberta Agriculture and Food, 2005; Bavera, 2001). Entre los cuerpos de agua analizados, con la única excepción de la laguna Rodriguez9 (por el momento aún de régimen permanente) ubicada en la meseta alta del lago Strobel, todas sus aguas superan el pH 8,5, llegando en algunos casos como Cardielito y La Justita (también en la meseta mencionada) y laguna Manantial de las Chinas, al este de Gobernador Gregores, valores cercanos al pH 10,0, de consumo no recomendado. Una gran proporción de lagunas ubicadas al oeste de la RH14, incluyendo los lagos Strobel y Cardiel presentaron pH > 9,0 cercano al límite superior de las aguas consideradas pobres para la bebida animal (Anexo V). Sin embargo el conocimiento actual sobre el impacto de estos valores de pH en diferentes categorías animales de interés en esta región, no permite juzgarlo como limitante.

El consumo continuo de aguas alcalinas puede generar diversos efectos metabólicos desde reducida producción de leche y grasa, baja ganancia diaria de peso, aumento del riesgo de infecciones, desordenes metabólicos y baja fertilidad en ganado lechero (Olkowski, 2009), trastornos digestivos y diarrea, en especial en presencia de alta concentración de sulfatos (Braul y otros, 2001), limitar la asimilación de algunos nutrientes (Alberta Agriculture and Food, 2005), e incluso provocar irritaciones y limitar el deseo de consumir agua (Mostrom y Ensley, 2020), entre otros posibles. El efecto final del pH, en independencia de otros factores asociados con la calidad del agua, del alimento y la condición de los animales, no está del todo definido para diferentes categorías productivas, por lo que los impactos particulares en aguas como las presentes, que superan por poco los umbrales máximos recomendados, deberían ser estudiadas específicamente (Davies, 2016).

Las concentraciones de sales presentes en las aguas de la región no representan por si mismas un riesgo particular, en especial nitratos y sulfatos, dos de las cuales pueden significar problemas para ganado, en especial rumiantes. En el caso de los nitratos, niveles de concentración altos en el agua de consumo pueden determinar su reducción bacteriana a nitrito en el rumen, absorbiéndose luego en sangre y determinando una reducción en la capacidad de transporte de oxígeno en la circulación. Los sulfatos pueden determinar casos de diarrea en animales, pero que rápidamente pueden acostumbrarse si la fuente de agua contiene elevados niveles de esta sale en forma continua. En general, se acepta que hasta unos 500 mg/l de sulfatos no representan riesgos, no obstante lo cual pueden presentarse variaciones en la aceptación

dependiendo de la forma del sulfato involucrada (en general se forman sales con sodio, calcio, hierro y magnesio, que podrían provocar diferentes síntomas aún para similares concentraciones). En la región de interés, el lago Cardiel es la única fuente de agua en la cual los sulfatos superan este umbral (entre 550 – 590 mg/l dependiendo de la estación del año).

La salinidad de las aguas analizadas no supone un riesgo particular, si bien existen diferencias entre referencias disponibles (Anexo V; Tabla 24). En términos generales, la mayoría de las aguas se encontró en todo momento de muestreo por debajo de los 2.500 µS/cm de conductividad eléctrica, equivalente a unos 0,14% de salinidad y aproximadamente a unos 1.700 mg/l de sólidos totales disueltos (STD). Unas pocas excepciones se apartaron de estos umbrales, siempre tratándose de cuerpos de agua. Laguna Cardielito fue la única que presentó valores extremos para toda categoría y solo dentro del umbral de tolerancia para el ganado vacuno y ovino si bien con pérdidas de rendimiento (CE_E entre 8.800 y 13.220 µS/cm); lagunas La Justita, El Ocho y el lago Cardiel (CE_E entre 2.300 y 8.600 µS/cm) limitante para aves de corral, pero no obstante la reticencia a consumirla en un principio, tolerable para el resto de las categorías sin pérdida significativa de rendimiento (Tabla 24). En esta última categoría también entran laguna Menelik (estacional) y Manantial Las Chinas (permanente).

Tabla 23. Umbrales de tolerancia del ganado a diferentes valores de Conductividad Eléctrica Específica (CE_E). Adaptado de ANZECC (2000a; 2000b) a partir de funciones de conversión y umbrales propuestos de concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD).

GANADO	**CE_E (µS/cm)**		
	Sin efectos adversos	Ganado con alguna reticencia inicial a aceptar el umbral pero con adaptación sin pérdida de rendimiento	Ganado podría tolerarlo pero comienza la pérdida de rendimiento y problemas de salud y condición animal
Vacuno (carne)	< 5.970	5.970 – 7.463	7.463 – 14.925
Vacuno lechero	< 3.731	3.731 – 5.970	5.970 – 14.478
Ovino	< 7.463	7.463 – 14.925	14.925 – 19.403
Equino	< 5.970	5.970 – 8.552	8.552 – 10.448
Porcino	< 5.970	5.970 – 8.552	8.552 – 11.940
Aves de corral	< 2.985	2.985 – 4.478	4.478 – 5.970

Las referencias disponibles no permiten suponer la existencia de bioacumulación del Al en las cadenas alimenticias de interés agropecuario regional, a partir de las concentraciones detectadas y tomando en

consideración los coeficientes de transferencia a carne y leche reportadas (ATSDR, 2008). Incluso, en las bajas concentraciones presentes en las aguas analizadas en la RH14, analizado precedentemente en el apartado 1.7, este elemento no representaría un riesgo para este tipo de consumo en la región, aún considerando las fuentes en que se lo encontró en mayores concentraciones. Incluso, con las referencias adoptadas en este informe, el umbral aceptable para diferentes categorías de producción pecuaria se encuentra lejos de las concentraciones observadas (Anexos IV y V). Similar consideración puede hacerse respecto al As detectado en 3 cuerpos de agua de la región cuyos niveles detectados se encuentran holgadamente dentro de la tolerancia reconocida para diferentes grupos de animales domésticos (Anexos IV y V).

El Flúor (en general disponible en la forma de fluoruro F^-) es esencial para la formación de estructuras óseas y dientes en organismos superiores incluyendo el humano y, de tal forma, su ingesta a través del agua de bebida resulta sumamente importante (Hem, 1985). Su concentración en aguas naturales superficiales es altamente dependiente del pH y la dureza de $CaCO_3$ de las aguas, si bien difícilmente superan el 1,0 mg/l (Hem, 1985; WHO, 2006). En las aguas de la región, las concentraciones presentes tienen una variabilidad en el territorio muy grande, desde mayormente baja concentración (<0,01 mg/l) hasta algunos casos notables por sobre 2,0 mg/l como Manantial de las Chinas, el lago Cardiel y el río Roble en su tramo superior.

1.5. Calidad para la irrigación (AIR)

La calidad de un agua para su utilización en riego es subjetiva dado que a la suma de atributos propios (que pueden y habitualmente son catalogados entre rangos de aceptabilidad) debe considerarse los atributos propios del suelo en el cuál se aplicará, al clima y el tipo de cultivos sobre el que se pretende una respuesta productiva luego. Tres grandes criterios condicionan la clasificación de una aptitud, en este sentido, la salinidad, la sodicidad y la toxicidad iónica específica. La salinidad (del agua) queda definida por la concentración de sales minerales disueltas en el agua, cuyo tipo y concentración son una consecuencia directa de su origen y la geología por la cual circula o es almacenada antes de su utilización, y en donde los principales solutos que la determinan son los cationes calcio, sodio, potasio y magnesio, y los aniones cloruro, sulfato, carbonato, bicarbonato, fosfato y nitrato.

No se presentan limitantes severas por salinidad en ninguna de las aguas de cursos (ríos y arroyos) analizadas en la región de interés, encontrándose todas por debajo de los umbrales críticos – guía, establecidos en 3.000 µS/cm (Anexo I). Los valores máximos de CE_E durante la primavera se encuentran dentro de la categoría C1 propuesta por USDA (1954) y modificada por Thorne y Peterson (1954), de bajo riesgo (Tabla 25). También resulta así para la mayoría de las aguas durante el verano con la excepción de las nacientes del río Belgrano (CE_E= 411,0 µS/cm), correspondiente a una categoría C2 y las aguas en el tramo final del Chalía (CE_E= 1.533,0 µS/cm), previo a su desembocadura en el río Chico (C3). De acuerdo a Avellaneda y otros (2004), las categorías mencionadas consisten en: (C1) aguas que pueden utilizarse para la mayor parte de los cultivos de interés comercial en la casi mayoría de los suelos, sin que resulte probable que se desarrollen condiciones de salinidad que puedan afectar negativamente a sus rendimientos, con la excepción de suelos poco permeables donde podrían ser necesarias prácticas de lixiviación y drenaje complementarios; (C2) aguas que pueden utilizarse en la mayoría de los cultivos de interés comercial con la salvedad de aquellos extremadamente sensibles a la salinidad, y cuando se los practica en suelos de mediana a alta permeabilidad dado que en situaciones con limitaciones podrían ser necesarias prácticas de lavado regular o bien la utilización de cultivos adaptados a una salinidad moderada; (C3) aguas que solamente deben ser utilizadas en suelos de moderada a buena permeabilidad dado que la acumulación representa un riesgo elevado de salinidad. Los lavados de suelo para asegurar lixiviación de sales podría ser un requerimiento regular y solo podrían utilizarse cultivos de comprobada tolerancia (Figuras 29 y 30).

Tabla 24. Síntesis de parámetros de conductividad y rangos de evaluación según riesgo para la irrigación. Adaptado de Avellaneda y otros (2004).

<table>
<tr><th>CE (µS/cm)</th><th>USDA (1954)</th><th>CCUC (1972)</th><th>Thorne-Peterson (1954)</th><th>Ayers-Westcot (FAO, 1985)</th></tr>
<tr><td>< 250</td><td>1 – Baja</td><td rowspan="2">1 – Baja</td><td>1 – Baja</td><td rowspan="2">1 – Sin problemas</td></tr>
<tr><td>250 – 750</td><td>2 – Media</td><td>2 – Moderada</td></tr>
<tr><td>750 – 1.500</td><td rowspan="2">3 – Alta</td><td>2 – Media</td><td rowspan="2">3 – Mediana</td><td rowspan="3">2 – Problemas crecientes</td></tr>
<tr><td>1.500 – 2.250</td><td rowspan="2">3 – Alta</td></tr>
<tr><td>2.250 – 3.000</td><td rowspan="4">4 – Muy alta</td><td rowspan="2">4 – Alta</td></tr>
<tr><td>3.000 – 4.000</td><td rowspan="3">4 – Muy Alta</td><td rowspan="3">3 – Problemas serios</td></tr>
<tr><td>4.000 – 6.000</td><td>5 – Muy Alta</td></tr>
<tr><td>> 6.000</td><td>6 – Excesiva</td></tr>
</table>

En términos de riesgos asociados a la sodicidad, la casi totalidad de cursos (ríos y arroyos) de la región SH14 se encuentran en la categoría S1 (Wilcox, 1955), definida por Avellaneda y otros (2004) como de baja peligrosidad, utilizable en casi todos los suelos sin que el Na^+ intercambiable se concentre de manera significativa, no obstante lo cual algunos cultivos sensibles podrían verse afectados, como algunas especies frutales. La situación del río Chalía en su tramo inferior, sección sobre la cual ya se comentó su peligrosidad salina, también evidencia una importante peligrosidad sódica, de categoría S3 (Figuras 29 y 30), el cual puede provocar severos impactos en la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de casi cualquier suelo afectando también negativamente su estructura, los que demandarían un manejo cuidadoso de su drenaje, lixiviación y eventualmente incorporación de enmiendas con material orgánico o correctores con yeso para reemplazar el Sodio intercambiable.

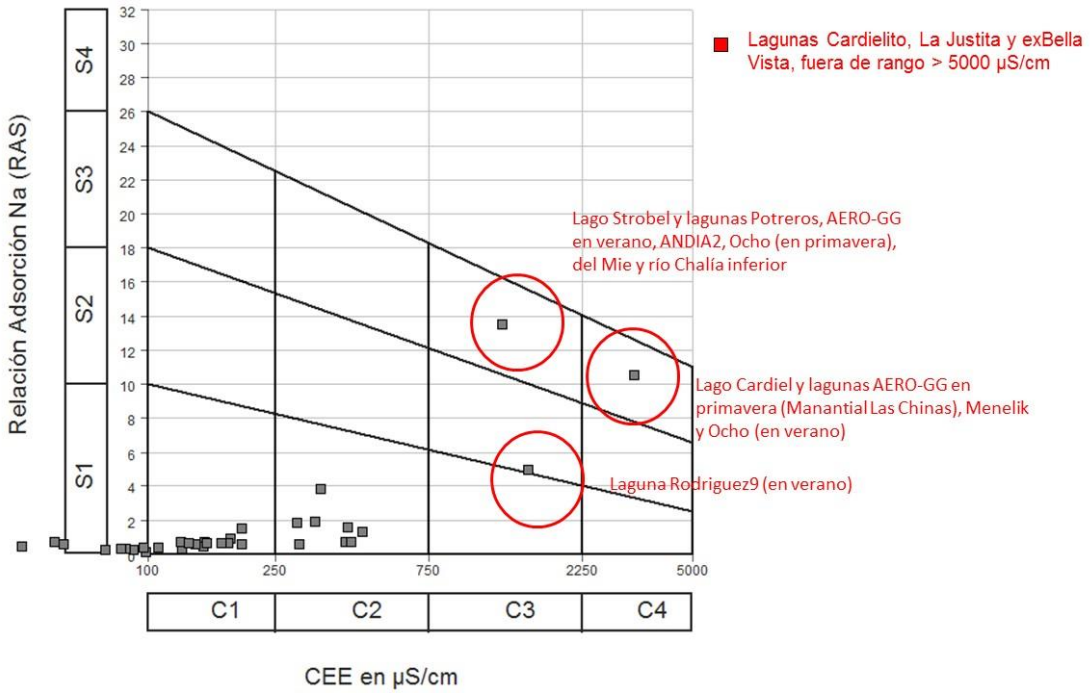


Figura 28. Diagrama de Wilcox (1955) para la clasificación de la aptitud de aguas para la irrigación a partir de la conductividad eléctrica (CEE) y la relación de adsorción de Sodio (RAS).

En ambos casos analizados solo desde la perspectiva del agua (salinidad y sodicidad), debe tenerse presente que la definición final de su aptitud requiere de un conocimiento también detallado de los suelos de la región para interpretar las ventajas o limitaciones finales de su utilización. En conjunto terminan por definir la metodología más apropiada a implementar para

la aplicación de riegos y las características del drenaje requerido. Ambos, determinan la dinámica de acumulación y distribución de sales y sodio en el perfil del suelo y, en consecuencia, la productividad del cultivo o pastizal. Éste se trata de un aspecto a relevar en la región, en la cual el método más extendido tradicionalmente de riego ha sido (y lo continua siendo) la inundación por manto para estimular la producción del pastizal natural en lotes dedicados a la ganadería ovina y vacuna, y para el cual podría resultar de interés establecer el grado actual de degradación y/o conservación de tierras productivas.

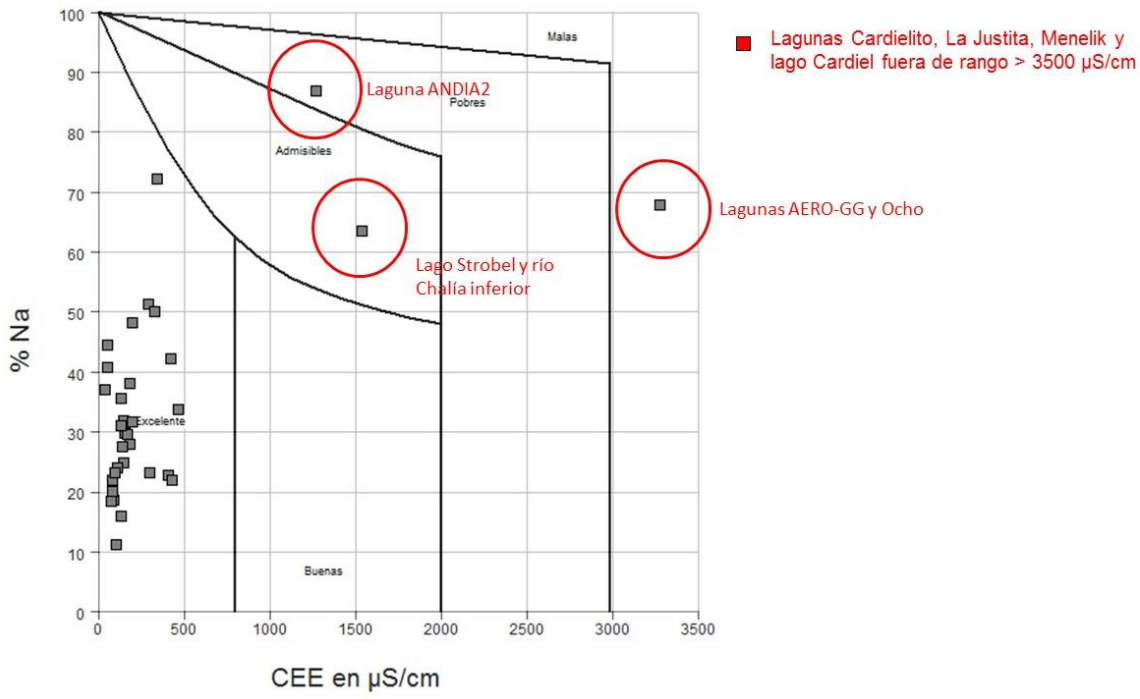


Figura 29. Diagrama log de Wilcox (1955) para la clasificación de la aptitud de aguas para la irrigación a partir del porcentaje de Sodio intercambiable (% Na) y la conductividad eléctrica (CEE).

El pH de las aguas analizadas se encontró mayormente siempre dentro de rangos útiles para el uso en irrigación, en el caso de los ríos entre 7,5 y 8,9 entre ambas estaciones. Unas pocas situaciones, en las cuales los valores se han notado ligeramente por sobre el umbral superior recomendado por FAO (ve Anexo I), lo fueron en el arroyo Querón (pH=8,58), el río Chalía en su tramo medio (pH= 8,92) y en su tramo inferior (pH=8,93), así como en las nacientes del río Belgrano (pH=8,65). Ninguno de los lagos y lagunas de la región se considera de un potencial actual relevante para su aprovechamiento en riego debido a otro tipo de limitantes, como por ejemplo su accesibilidad a volúmenes importantes disponibles en la época de crecimiento, a un costo razonable, en

especial hacia mediados y final de la estación seca, o bien por encontrarse bajo un régimen de conservación en un Parque Nacional.

Las concentraciones encontradas de Al en las aguas superficiales de la región, en especial de aquellas con potencialidad para su utilización en riego como, principalmente las asociadas a cursos de agua en valles de la RH14, no permiten suponer un riesgo particular para cultivos o pasturas, en particular por el pH de las aguas que limitan su biodisponibilidad (Sparling y Lowe, 1996). Sin embargo, durante la interacción con los suelos de la región, podrían ocurrir eventos potenciales cuyo análisis excede a los objetivos del presente estudio y para lo cual se sugiere una investigación posterior. En el caso del As, el segundo metal detectado en aguas de la región, éste no se presentó en cuerpos con potencialidad actual para la extracción de aguas destinadas a irrigación e incluso en las referencias disponibles no se citan tolerancias específicas asociadas a su biodisponibilidad para las plantas (Anexo I).

No se detectó toxicidad potencial en las aguas del presente estudio, en ningún caso, si bien la lista de analitos propuestos careció de algunos necesarios, como el Boro, a fin de analizar este aspecto.

1.6. Calidad para el consumo humano (ACH)

El agua es esencial para asegurar la vida humana. Un abastecimiento satisfactorio (seguro, adecuado y accesible) debe resultar posible para toda persona y, en consecuencia, contribuir a su bienestar y salud (WHO, 2011). El criterio principal para que un agua se considere apta para el consumo humano es que esté limpia, sea salubre y no contenga microorganismos o parásitos que supongan un riesgo para la salud humana. La forma en la cual estos criterios se incorporan en un país como recomendaciones para asegurar tal aptitud son normas oficiales que estableces valores de referencia o estándares.

No existe un criterio de aplicación universal para evaluar una calidad de agua de consumo humano y, en consecuencia, éstos varían entre regiones y países (WHO, 2011). En Argentina, la calidad para el consumo humano queda definida a partir de valores/umbrales de tolerancia para un conjunto de parámetros físico – químicos documentados en el Capítulo XII del Código Alimentario Argentino (CAA) y, si bien debe resultar el estándar de base para las aguas tratadas a nivel urbano para su distribución pública a través de redes o bien comercializadas a través de servicios de aguas envasadas, suele tratarse del resultado de aguas tratadas en planta y difícilmente hallables en condición natural en cursos o cuerpos libres de agua. Sin embargo, suele ser

frecuente la utilización de estos valores guía (o criterio de calidad[8]) como una referencia para analizar comparativamente aguas naturales.

Si bien varios de los cursos analizados en este estudio y la gran mayoría de las lagunas, no han sido nunca fuentes de abastecimiento continuo de agua para consumo humano en la región, ni para escalas urbanas o rurales, no se han detectado en éstos mayores limitaciones respecto a las normas vigentes en el país, que no pudiesen ser superadas mediante tratamientos de potabilización previo a su consumo. Las lagunas y los lagos analizados en el presente proyecto poseen mayormente regímenes estacionales o efímeros o bien se encuentran en zonas remotas de difícil accesibilidad y sin poblamientos cercanos, convirtiéndolos en difíciles fuentes de abastecimiento. Por ello, en el presente apartado solo se analizan los ríos y arroyos para los cuales existe una potencial demanda actual de consumo, a cualquier escala, rural o urbana: (i) Robles y Belgrano en CC140202, (ii) Chico, Capitán y Lista en CC140201 y (iii) Chico en todos sus tramos, desde la confluencia con Belgrano y hasta la desembocadura.

No se han presentado concentraciones de metales que condicionen esta aptitud, con la excepción del aluminio en las aguas del río Barrancoso y del propio río Chico en su tramo final sobre la RN3, con valores ligeramente por sobre 0,2 mg/l en alguno de los momentos de muestreo propuestos, umbral establecido como tolerancia en el Capítulo XII del Código Alimentario Argentino (Anexo II). Sin embargo, en estas concentraciones y con el pH registrado (si bien excede al presente estudio el análisis de las diferentes especiaciones en que éste puede encontrarse en esta región), no resultaría un factor de riesgo para su ingesta a través de la bebida, dada la falta de evidencia actual concluyente en términos de su afectación en humanos (Gensemer y Playle, 1999; WHO, 2003; WQA, 2013). Se excluye de esta afirmación a exposiciones a altas dosis de Al que podrían representar riesgos conocidos para la salud humana (Krupińska, 2020), pero que no se trataría del caso en la región. US EPA cataloga la concentración de hasta 0,2 mg/L de Al como un nivel de contaminación máximo secundario, una referencia de regulación o aplicación no obligatoria dado que el impacto de su ingesta es preponderantemente cosmético o estético (como el sabor, olor y color), (WQA, 2013).

De los 3 cuerpos de agua de la región en los cuales se detectó As en niveles próximos o por encima de la tolerancia admitida para aguas de consumo humano, por la ANMAT (2017), solo dos de éstos representan fuentes potenciales de bebida para personas, si bien en forma esporádica debido a su ubicación geográfica y relativamente lejos de usos significativos del

[8] https://www.argentina.gob.ar/salud/ambiental/agua. Último acceso 10 de agosto, 2022.

territorio: laguna Cardielito y lago Cardiel. Incluso, en este último caso, es probable que otros aspectos desagradables al gusto (como la fuerte salinidad) sea un aspecto que evite su consumo por parte de las personas. En ambos cuerpos, la concentración de As se encontró ligeramente por debajo de 10 µg/l (Anexo II). La laguna Aero-GG (Manantial Las Chinas), ubicada al noreste de la localidad de Gobernador Gregores, único caso en que su concentración superó este umbral (10 – 18 µg/l), no posee interés para la bebida humana ni se encuentra en cercanía de una demanda posible para tal uso.

Entre los cursos mencionados con interés y potencialidad de consumo, la casi totalidad se encuentran por debajo de los 150 mg/l (moderadamente duras), mientras que dos evidenciaron niveles de dureza de carbonatos por sobre el límite de 400 mg/l de ANMAT (2017): Río Capitán (695,0 mg/l) y El Moro (697,0 mg/l). Con estos valores, estas aguas categorizan como del tipo 'muy duras' (Tabla 25) si bien no representarían un riesgo particular para la salud humana cuando esta dureza fuese mayormente de calcio y magnesio. Incluso, en grandes concentraciones podría significar una contribución suplementaria de estos cationes en la dieta y sus excedentes sería regulados por la propia actividad intestinal (WHO, 2010; Sengupta, 2013).

Tabla 25. Clasificación de las aguas de cuerpos y cursos de la RH14 durante las campañas de primavera de 2021 y verano de 2022, según su dureza promedio de $CaCO_3$, expresada en mg/l. [a] según propuesta de McGowan (2000), EPA (1994) y WHO (2011); [b] según propuesta de American Health Public Association (2017).

RANGO [a]	TIPO [a]	RANGO [b]	TIPO [b]
		< 50	Blandas
< 60	Blandas		
60–120	Moderadamente duras	50–150	Moderadamente duras
120–180	Duras		
		150–300	Duras
>180	Muy duras		
		>300	Muy duras

Un importante número de muestras procedentes de los ríos y arroyos de interés para consumo evidenciaron pH alcalinos en rangos ligeramente superiores al establecido por ANMAT (2017) en un máximo de 8,5 (Anexo II). Si bien, en todos los casos, los niveles solo se han detectado hasta un pH de 8,9 existe literatura específica que sugiere en la actualidad que aguas de tenor incluso más alcalino que el registrado podría tener potenciales beneficios para

la salud humana (Koufman y Johnston, 2012; Weidman y otros, 2016; Lateef – Mousa, 2016), por lo cual los niveles detectados, sin apartarse significativamente del máximo sugerido podría no representar un riesgo significativo. No obstante lo mencionado, dado que efectivamente se aparta de una norma vigente, se sugiere cautela y la profundización de estudios ante una necesidad de consumo específica en aguas de la región.

La carga de microorganismos representó una situación generalizada en prácticamente todas las aguas de la región, y para la cual toda pretensión de consumo humano debería asegurar un apropiado mecanismo de potabilización previo.

1.7. Calidad ambiental del agua (CAA)

La calidad del agua desde un enfoque ambiental consiste en un concepto complejo y extremadamente diverso en términos de los parámetros (físicos, químicos, microbiológicos) que pueden definirlo, aunque en términos sencillos consiste en los valores que podrían asumir un conjunto de éstos que no ocasione riesgos de daño al humano o a cualquier elemento o proceso del ecosistema. En el caso particular de la calidad ambiental con enfoque en el ecosistema, ésta resulta altamente variable dependiendo de los diferentes ambientes por los cuales circula un agua, con lo cual incluso los valores de referencia posibles en regiones con un gran conocimiento de los elementos naturales existentes y sus interrelaciones, no suele resultar una guía fácilmente extrapolable a otras regiones incluso con ecosistemas parecidos. Allí, solamente un gran desarrollo de conocimiento local a través de la ciencia puede contribuir a la determinación de valores – umbrales de calidad en los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos propios de cada caso y, con ello, la determinación de en qué momento puede estar hablándose de contaminación (UNESCO/WHO/UNEP, 1996).

En el caso de las aguas de la RH14, solo pudo confirmarse una situación de contaminación en un canal natural del río Chico, receptor de las descargas pluviocloacales de la localidad de Gobernador Gregores, durante un tramo importante de su recorrido, a partir de parámetros como DBO_5, DQO, OD, Ph, CE_E, entre otros, que se apartaron notablemente de las características propias de sus aguas antes de éste. En el resto de la región pudieron comprobarse situaciones extremas de algunos parámetros, en especial en lagunas estacionales y efímeras y hacia el final de su ciclo de vida anual, con las menores ofertas de agua durante el estío, pero dentro de situaciones en las

que no pueden asociarse con impactos antrópicos de ninguna naturaleza (directa) y solo podrían juzgárselas como propias de estos ambientes.

En términos de pH y conductividad eléctrica (y sus variables correlacionadas como los sólidos disueltos totales y la alcalinidad de carbonatos), las aguas de la región se encuentran dentro de los límites de referencia habituales citados por la bibliografía para cursos y cuerpos naturales de agua superficial (Anexo I), y también se encuentran entre los valores de referencia para ambientes productivos que permiten sustentar poblaciones permanentes y migrantes de aves en la región.

La disolución del oxígeno (OD) en cursos y cuerpos de agua se trata de uno de los factores más influyentes en la mayoría de los procesos vitales de los organismos, condicionando su existencia y distribución, como la fotosíntesis, la remineralización de la materia orgánica y liberación de nutrientes y metales desde los sedimentos, así como también en diversos procesos abióticos de un ecosistema acuático, como la transformación de metales como el hierro y los compuestos de nitrógeno y fósforo (Betancourt y otros, 2009; Bostrom y otros, 1982; 1988; Harris, 1999; Dodds, 2002; Chulgoo y otros, 2006; Hawkins y otros, 1997; Lowe y Hauer, 1999; Hauer y otros, 2000; Ebersole y otros, 2001). El OD, independientemente de la interacción con un importante número de factores ambientales, tiene un estrecho vínculo con la temperatura tanto del agua como del aire sobre ésta. Tratándose la temperatura atmosférica de uno de los parámetros que mayor impacto se prevé tiene y tendrá en el futuro, a partir del cambio climático, es razonable esperar que existan considerables implicaciones en la estratificación de los cuerpos de agua, en especial los lagos y grandes lagunas de la región, pudiendo impactar notoriamente en su temperatura y OD, con un aumento del primero mencionado y una disminución del segundo (Blumberg y Di Toro, 1990; Fang y Stefan, 1997; Lehman, 2002).

El OD en las aguas estudiadas resultó elevado en la casi totalidad de cuerpos analizados, con la sola excepción de un par de lagunas someras y efímeras, con escasa agua disponible en el momento de las determinaciones, como las ubicadas en Estancias Sierra Andía (ANDIA2) y Menelik (MENELIK), con concentraciones por debajo de 7,0 mg/l. No se detectó una caída importante de la concentración durante el verano, con mayores temperaturas ambientales promedio, incluso en lagunas en las cuales existió una importante retracción de su tamaño, situación que podría esperarse (Cross y Summerfelt, 1987). En el caso de los cursos de agua, también las concentraciones resultaron elevadas, si bien con importantes variabilidades, pero nunca tan bajos como en los dos casos documentados en ambas campañas asociados al vertido pluviocloacal urbano (SPSE) y las aguas del curso receptor de éstas, el

canal norte del río Chico (CHA-NO), con concentraciones de 3,8 y 4,2 mg/l entre temporadas para el primero mencionado y 7,4 a 7,8 mg/l en el segundo.

La MO depositada en cursos y especialmente en cuerpos, juega un importante papel en los diferentes ecosistemas acuáticos y, no obstante resultar un generalizado indicador de contaminación en ambientes expuestos a los vertidos y drenajes de origen antrópico, en ocasiones no resulta del todo apropiado juzgarla como un contaminante estricto. Entre otros beneficios ecosistémicos, participa en la absorción de energía radiante en especial en el rango fotosintéticamente activo e interviene en la regulación de acidez/alcalinidad del medio así como regulador en los ciclos de algunos nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Mostofa y otros, 2013). En líneas generales una mayor carga orgánica se asocia a una mayor demanda de O_2 para su degradación, resultado de una mayor presencia de microorganismos para su degradación, circunstancia en la cual debería esperarse una menor presencia final de oxígeno disuelto (Sullivan y otros, 2010; Ferreira y otros, 2017; Vigiak y otros, 2019). Sin embargo, en especial en grandes cuerpos, la complejidad de la dinámica de la MO y su degradación en la columna de agua y el sedimento podría no resultar tan fácilmente interpretable (Meyers y Teranes, 2001). Incluso, en el presente estudio, tampoco se dispone de datos de concentración en sedimentos de forma de contribuir a la búsqueda de relaciones entre estos parámetros mencionados.

Los niveles de DBO y DQO presentes en todas las aguas de la región analizada, y por extensión, las concentraciones de MO, se encuentran dentro de los niveles esperados para aguas naturales de superficie, de acuerdo a fuentes bibliográficas (McCutcheon y otros, 1993; Samudro y Mangkoedilhardjo, 2010), incluso relativamente por debajo de situaciones documentadas en otros cursos y cuerpos de Santa cruz ubicados en latitudes más altas (Casalinuovo y otros, 2019), por lo que no deberían esperarse situaciones, desde un punto de bista ambiental, que representen una amenaza en la actualidad. No obstante esto, es importante destacar que tanto el diseño, la metodología como la intensidad de muestreos propuestos en el presente proyecto (solo a nivel exploratorio) no resultó suficiente ni apropiado para detectar la relación esperada entre algunos de estos parámetros, como contenido de MO en estas aguas en relación con el OD y su DBO, o sus dinámicas espaciales y temporales, lo cual permanecerá como un interrogante para futuras investigaciones específicas en el tema. El conocimiento de las relaciones entre éstos resulta esencial para el monitoreo de calidad ambiental del agua de superficie y para la toma de decisiones en el manejo y conservación del recurso hídrico (Denzel y McKenzie, 2003).

Las concentraciones halladas de Al en aguas de casi la totalidad de la RH14 no se encuentran próximas a los umbrales de referencia utilizados para su caracterización como un riesgo potencial para los ambientes acuáticos (Anexo I), en especial considerando los rangos alcalinos del pH observados en todos los casos que contribuyen a limitar su biodisponibilidad (Rosseland y otros, 1990; Saprling y Lowe, 1996). No obstante lo cual, es preciso tomar en consideración que sus efectos probables sobre la vida acuática no solo son una función de su concentración exclusiva en el medio, sino de su duración en el tiempo y de la interacción e interdependencia con otros fenómenos que condicionan la calidad final de un agua y para lo cual, un valor específico, debe ser evaluado en un contexto en particular. Esto significa que, los mejores análisis posibles sobre el significado de las concentraciones detectables de Al en estas aguas así las mejores decisiones de manejo del recursos y los ecosistemas acuáticos asociados, deberán apoyarse en futuros monitoreos continuos y no tan solo en trabajos exploratorios como el presente. También es importante tener en cuenta que el presente estudio, de carácter exploratorio, no profundizó en las diferentes especiaciones posibles del Al presente y que podrían incluso, significar que la biodisponibilidad de las concentraciones de Al estén por debajo de las concentraciones obtenidas.

A modo de ejemplo, entre los criterios de calidad de aguas naturales dulces en relación con el Aluminio, de EPA (2017; 2018a; 2018b), establece como umbrales de referencia normalizados a un pH de 7, una dureza de $CaCO_3$ de 100 mg/L y una concentración de materia orgánica disuelta de 1 mg/L, concentraciones máximas admisibles de entre 0,39 mg/L de Al con duraciones continuas de hasta 4 días, en al menos 3 años corridos y 1,40 mg/L de Al en duraciones máximas de un día cada 3 años corridos. Los valores más importantes (en términos relativos dentro del presente estudio) se encontraron en aguas del río Barrancoso, con máximas concentraciones en verano de entre 255 y 277 µg/L, y en el río Chico en su tramo final, cerca de la RN3, con 234 µg/L. En ambos casos, durante la primavera, antes de las crecientes estacionales, las concentraciones de Al resultaron bajas, de entre 1,0 y 55 µg/L.

Las normas provinciales vigentes, aplicables al As referencian un umbral máximo admisible en aguas naturales dulces de 50 µg/l, límite bastante por sobre los niveles encontrados en los 3 cuerpos con este elemento en la región (Anexo III). Si bien este metal tiene una importante bioacumulación (dependiendo de otros factores del medio y de la especiación existente en el agua) y consecuentemente un eventual impacto en las cadenas tróficas acuáticas (Chen y Folt, 2000; Williams y otros, 2006), las referencias disponibles ubican los umbrales admisibles en el ambiente bastante por encima

de las concentraciones detectadas en estas aguas. A modo de ejemplo puede citarse el umbral de 150 – 340 µg/l de EPA (2022) para aguas dulces, en función del grado de exposición temporal de organismos acuáticos al As total. El traslado al cuerpo humano de As ingerido en el consumo de peces en medios con altas concentraciones de este elemento, incluso no se encuentra lo suficientemente estudiado como para establecer riesgos potenciales en la actualidad (Ghosh y otros, 2022).

En unas pocas circunstancias, algunos parámetros como las concentraciones de Amonio, DBO_5 y STD en lagunas, excedieron las referencias disponibles en la legislación provincial en términos de la calidad esperada para cuerpos naturales (Anexo III). Sin embargo, los valores guía en cualquier ámbito (y muy especialmente en el ambiental) son una consecuencia del grado de conocimiento del que se dispone en una región en particular y de las tecnologías y metodologías involucradas en su análisis. En relación con lo mencionado, las referencias nacionales de la Ley 24051 para la categoría 2 de protección de la vida acuática (Anexo IV), varios parámetros analizados se encuentran fuera del rango de detección mínima sugerido como guía, haciendo imposible, dentro de los límites de este proyecto, establecer si las aguas se encuentran dentro de norma.

2. CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados presentados en el presente Tomo, es posible extraer las siguientes conclusiones.

2.1. El presente consistió en el primer antecedente orientado a generar conocimientos sobre la situación y dinámica de calidades de agua en cuerpos y cursos más importantes de la región. Las metodologías implementadas, experimentadas previamente en diversos estudios en otras regiones de la provincia (Casalinuovo y otros, 2018; 2019) permitieron alcanzar las metas propuestas. Sin embargo, la primavera se presentó atípica en términos de la oferta volumétrica de agua en los cuerpos y relativamente de caudales en ríos y arroyos, como consecuencia de un invierno casi sin nieve y escasas lluvias estacionales durante 2021. Si bien no se considera que esto haya impactado negativamente en los muestreos representativos de la estación, es probable que no haya permitido conocer los extremos de algunas características físicas y químicas en las aguas que guardan estrecha correlación con la dinámica de producción natural de aguas.

2.2. La región se encuentra experimentando, en décadas recientes, un proceso de secamiento progresivo de cuerpos lacustres y lagunares, evidente en el predominio de pérdida (retroceso) de superficies en relación a las ganancias evaluadas en series de tiempo de registros satelitales, así como determinado a partir del monitoreo del tirante en el lago Strobel, asumido como un indicador de estas dinámicas en la micro región. Los datos disponibles para el seguimiento y caracterización de este fenómeno resultan escasos por el momento (escalas hidrométricas existentes) o bien sujetos a limitaciones espaciales, temporales y resolución que condicionan importantes errores en las aproximaciones cuantitativas, si bien permiten, a grandes rasgos, establecer preliminarmente tendencias del comportamiento en términos de la producción estacional y anual de agua.

Con el conocimiento disponible al momento, no resulta aún posible establecer a cual tasa está impactando el fenómeno del cambio climático en la oferta de agua y, asociado a ello, cual podría ser el pronóstico para eventuales escenarios futuros, de corto y mediano plazo. Esto podría consistir en información particularmente interesante para las operaciones de pesca recreacional en la zona como lodges de pesca que explotan algunas lagunas y márgenes de lagos en la zona, como así también en la planificación del riego y la producción agropecuaria en general.

La falta de registros sobre las dinámica de la nieve en la región (un componente central en la recarga de acuíferos y producción de escurrimientos

regionales) no permite establecer por el momento su impacto en la producción regional de aguas ni en la productividad primaria neta de pastizales a la salida del invierno.

2.3. Las aguas de la región presentan en general una buena aptitud para el consumo animal en diferentes categorías de ganado doméstico. Se presentaron escasas limitantes a partir de unos pocos parámetros en éstas como en general, un pH predominantemente alcalino, valores de conductividad eléctrica y concentraciones de sólidos totales disueltos, que sin ser limitantes para la producción, en algunas zonas de abrevado su consumo constante podría provocar una caída en el rendimiento y algún grado de afectación mínimo en la salud de los animales.

2.4. Las aguas de la región (con especial énfasis en ríos y arroyos, los que presentan factibilidad de uso en emprendimientos para riego dada su oferta estacional de aguas y proximidad a zonas con potencial para emprendimientos) presentan una buena aptitud general para su utilización en irrigación, sin limitaciones significativas de salinidad, sodicidad o toxicidad iónica. Sin embargo, la definición final de su aptitud requiere de un conocimiento también detallado de los suelos de la región para interpretar las ventajas o limitaciones finales de su utilización, aspecto que exceden los objetivos del presente estudio. En conjunto terminan por definir la metodología más apropiada a implementar para la aplicación de riegos y las características del drenaje requerido. Éste se trata de un aspecto a relevar en la región, en la cual el método más extendido tradicionalmente de riego ha sido (y lo continua siendo) la inundación por manto para estimular la producción del pastizal natural en campos dedicados a la ganadería ovina y vacuna, y para el cual podría resultar de interés establecer el grado actual de degradación y/o conservación de tierras productivas.

2.5. Entre los cursos para los cuales se ha considerado que tienen un potencial de uso actual para el consumo humano de sus aguas (descartándose del análisis a lagos y lagunas, por su escasa vida anual, accesibilidad o calidad en extremo limitante para consumo de personas), la aptitud general resultó buena y con escasas limitaciones las cuales, en el peor de los casos, puede ser superada mediante la implementación de tecnologías para su potabilización. Entre éstas puede mencionarse la carga bacteriana, que representó una situación generalizada en las aguas de la región, y para la cual toda pretensión de consumo humano debería asegurar la implementación de un apropiado mecanismo de potabilización previo.

2.6. Se detectó contaminación en el curso receptor de los vertidos cloacales urbanos de la localidad de Gobernador Gregores, así como valores de concentración de algunos parámetros que superaron los niveles de

referencia establecidos en la normativa vigente para el vertido mismo, en ambos momentos de muestreo.

2.7. Con la sola excepción mencionada en el ítem anterior, en el resto de la región pudieron comprobarse situaciones extremas de algunos parámetros físicos, químicos o microbiológicos en aguas, en especial en lagunas estacionales y efímeras y hacia el final de su ciclo de vida anual previo a su secamiento, pero dentro de situaciones en las que no pueden asociarse con impactos antrópicos de ninguna naturaleza (directa) y solo podrían juzgárselas como propias de estos ambientes. En unas pocas circunstancias, unos pocos parámetros excedieron las referencias disponibles, tanto provinciales como nacionales de la calidad esperada para cuerpos naturales. Sin embargo, aún se requiere de mayores investigaciones para terminar de establecer los rangos posibles de variación en muchos de estos dada su fuerte relación con situaciones y factores ambientales que, como se ha demostrado en términos de precipitaciones y temperatura, se encuentran en constante cambio en décadas recientes y es de esperarse que, como producto de impactos del cambio climático, continúen sucediendo.

3. RECOMENDACIONES

De las conclusiones presentadas resulta posible realizar las siguientes sugerencias.

3.1. Densificar la red hidrometeorológica existente en la RH14 a partir de la instalación de estaciones meteorológicas, caudalimétricas y de tirante de cuerpos de agua, en un número y ubicaciones apropiados para la variabilidad esperada en los fenómenos atmosféricos más importantes para el monitoreo de clima, cambio y variabilidad climática en la región, de utilidad para la planificación y toma de decisiones en materia de las producciones actuales más relevantes para la región, como las agropecuarias y la pesquería recreacional. Para ello será necesario profundizar en los estudios de clima regional, en especial tendenciales, que permitan establecer escenarios futuros para las diferentes micro regiones y ajustar en éstas, estrategias diversas de adaptación de las socioeconomías locales a las nuevas y probables realidades en relación con el agua.

3.2. Diseñar e implementar un plan de monitoreo continuo de calidad de las aguas que circulan en el entorno próximo de la localidad de Gobernador Gregores, antes (río Chico y canal principal de derivación de aguas a la localidad), durante (en puntos significativos de la red interior de circulación y riego) y luego (una vez los drenajes y canales se concentran en un colector común), orientado a asegurar las decisiones de intervención de uso y manejo necesarios, para asegurar niveles óptimos de calidad ambiental, de consumo y recreación, los principales usos de este sistema hidrográfico.

3.3. Realizar un segundo monitoreo de calidad de aguas, con similar metodología aplicado en este trabajo de carácter exploratorio y en similares secciones de control de cursos y cuerpos, en el futuro cercano, de forma de compensar eventuales anormalidades climáticas observadas en 2021 y que pudieran haber condicionado parcialmente los resultados obtenidos. Se sugiere la posibilidad de incluir un estudio de sedimentos, como se lo ha practicado en otros proyectos similares, en años recientes, al sur de la provincia de Santa Cruz.

3.4. Profundizar los análisis de clima reciente en la región, para los fenómenos de los que se cuenta con datos terrenos o información satelital y modelizada, de forma de establecer con mejor detalle al que se provee en este informe, sobre tendencias y prospectiva, de forma de asegurar escenarios probables de corto y mediano plazo para la región, de utilidad para la planificación del uso y conservación del recurso agua así como para mejorar

procesos de toma de decisión tanto en su gestión pública como para el manejo e inversión del sector agropecuario.

3.5. Profundizar el conocimiento de la calidad de agua para la bebida animal, a partir de estudios más detallados en zonas concretas en las cuales se han detectado algunos parámetros próximos a los umbrales de referencia para el consumo, como pH, STD y CE_E, a fin de establecer si existe algún impacto en el rendimiento de las categorías de ganado en producción en éstas, y aproximar medidas correctivas, en caso de ser factible.

3.6. Desarrollar estudios de suelos regionales orientados a establecer el grado actual de degradación por salinidad, sodicidad y/o toxicidad específica (si la hubiera) y grado de conservación, a fin de ajustar una planificación del uso del recurso hídrico, entre otros aspectos, acorde a las limitaciones actuales de los suelos y pastizales para la irrigación. Igual consideración, a la realizada para campos a nivel rural, puede hacerse en relación a lotes productivos dentro o en proximidad de la localidad de Gobernador Gregores, en áreas suburbanas destinadas a chacras.

3.7. Ajustar indicadores de calidad de aguas (ICA) de fácil aplicabilidad regional, para facilitar el monitoreo continuo en diferentes puntos de la región, en el futuro, a un costo lo suficientemente accesible para asegurar regularidad en las determinaciones, tomando en cuenta las extensas distancias en este territorio y las dificultades logísticas para el desarrollo de campañas.

4. BIBLIOGRAFIA

Alberta Agriculture and Food. 2005. Water requirements for livestock. Agdex 400/716-1. 9 p.

Allan JD, Castillo MM. 2007. Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer (Ed.), The Netherlands. 444p.

Almonacid LR, Pessacg N, Diaz B, Bonfili O, Peri PL. 2021. Nueva base de datos reticulada de precipitación para la provincia de Santa Cruz, Argentina. Revista Meteorologica, Vol. 46 N°2, 27-54 pp.

ANMAT. 2017. Código Alimentario Argentino: Capítulo XII Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. Ley No.18284/72. Admin. Nac. de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica, Ministerio de Salud. En: http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/CAPITULO_XII.pdf.

Arcos Pulido MP, Ávila de Navia SL, Estupiñán Torres SM, Gómez Prieto AC. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. NOVA - Publicación Científica 3(4), Julio-Diciembre: 1-116.

ATSDR. 2008. Toxicological profile for Aluminium. US Dept. of Health and Human Services (September), Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 357p.

Avellaneda MO, Bermejillo AI, Mastrantonio LE. 2004. Aguas de riego, calidad y evaluación de su factibilidad de uso. EDIUNC, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. 143p. ISBN 950-39-0030-1.

Ayers RS, Westcot DW. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No.29 Rev.1. 186p.

Bavera GA. 2001. Aguas y aguadas para el ganado. Ed. Imberti-Bavera, 4ta. Ed., Córdoba. 506p.

Beltrán-Álvarez R, Ramirez-Lozano JP, Sánchez-Palacios J. 2012. Comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto en la presa Picachos, Sinaloa, México. Hidrobiológica 22(1): 94-98.

Betancourt C, Suarez R, Toledo L. 2009. Patrones de distribución temporal de algunas variables físicas y química en el embalse Paso Bonito, Cienfuegos, Cuba. Limnética 28 (1): 23-34.

Bilotta GS, Brazier RE. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research 42, Elsevier: p.2849-2861.

Blumberg AF, Di Toro DM. 1990. Effects of climate warming on dissolved oxygen concentrations in Lake Erie. Trans. Am. Fish. Soc. 119:210-223.

Bostrom B, Andersen JA, Flescher S, Jansson M. 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. Hidrobiología 179: 229-244.

Bostrom B, Jansson M, Forsberg C. 1982. Phosphorus release from lake sediment. Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie18: 5-59.

Boyd CE. 2015. Phosphorus. In: Water Quality. Springer Ed: p.243-261. https://doi.org/10.1007/978-3-319-17446-4_12.

Braul B, Kirychuk B. 2001. Water quality and cattle. Water Quality Matters, Agriculture and Agri-Food Canada, 6p.

Casalinuovo MA, Diaz Boris G, Acuña A, Chalde T, Castro F. 2018. Generación de información tendiente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos. Segunda etapa: Censo acuático y ripario. Informe Final, V Tomos. Gobierno de Santa Cruz – Consejo federal de Inversiones (CFI). 324p.

Casalinuovo MA, Diaz BG, Almonacid L, Acuña A, Devetac L, Zapata MI, Castro F. 2019. Proyecto "Información biológica y ambiental para la gestión integral de recursos hídricos en regiones hidrográficas del sur de Santa Cruz. Etapa III: censo acuático y ripario en ríos Coyle y Vizcachas." Informe Final Consejo Federal de Inversiones (CFI). 5 Tomos, 435 p.

Caux PY, Moore DRJ, MacDonald D. 1997. Ambient water guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments. Technical Apendix, Water Management Branch, Environment & Resource Management Div., Ministry of Environment, Lands and Parks, Canada. 146p.

Chen CY, Folt CL. 2000. Bioaccumulation and diminution of Arsenic and Lead in a freshwater food web. Environ. Sci. Technol 34(18). https://doi.org/10.1021/es991070c.

Chulgoo K, Nishimura Y, Nagata T. 2006. Role of dissolved organic matter in hypolimnetic mineralization of carbon and nitrogen in large, monomíctico lake. Limnology and Oceanography 5 (1): 70-78.

Davies RJ. 2016. Water quality. Chap.5, 13p. En: Feedlot Design and Construction. Watts P.J., Davis R.J., Keane O.B., Luttrell M.M., Tucker R.W., Stafford R. and Janke S., Meat and Livestock Australia Ltd., 532p.

Denzel GC, McKenzie SW. 2003. Five-day biochemical oxygen demand. USGS TWRI Book 9-A47 (3rd. Ed.). 21p.

Diaz BG, Almonacid LR, Bonfili O, González JH, Colombani E. 2022. Precipitaciones durante 2021 en Santa Cruz y sur de Chubut. Informe Técnico EEA Santa Cruz, EEA Chubut. 28p. https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/12187#

Diaz BG, Almonacid LR, Bonfili O, González J, Colombani E. 2022. Tendencias recientes de precipitación anual y estacional en Santa Cruz y sur de Chubut. Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz – EEA Chubut. En elaboración.

Diaz BG, Giménez M, Almonacid L, Gaspari F, Bertinat M, Peri PL. 2021. Delineación y codificación de cuencas hidrográficas en la Patagonia Austral. Boletín Geográfico, Año LXIII, N°43 (2), pp. 51-69.

Dodds KW. 2002. Freshwater Ecology. Concepts and Environmental Application. Academic Press, 569 p.

Ebersole JL, Liss WJ, Frissell CA. 2001. Relationship between stream temperature, thermal refugia and rainbow trout Oncorhynchus mykiss abundance in arid-land streams in the northwestern United States. Ecol. Freshwater Fish. 10:1-10.

Ellis MM. 1937. Detection and measurement of stream pollution. US Dept. Commerce, Bureau of Fisheries, USA. 86p.

EPA. 1986. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 440/5-86-001. 900p.

EPA. 1994. Water Quality Standards Handbook. 2nd Ed. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 823-B-94-005a. 202p.

EPA. 2016. Aquatic life ambient water quality criteria. US Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-ambient-water-quality-criteria.

EPA. 2017. Fact Sheet: Draft aquatic life ambient water quality criteria for Aluminium in freshwaters. EPA-820-F-17-002 (July), 2p.

EPA. 2018a. Afinal aquatic life ambient water quality criteria for aluminium. EPA-822-R-18-001 (December), 329p. https://www.epa.gov/wqc/2018-final-aquatic-life-criteria-aluminum-freshwater

EPA. 2018b. Fact Sheet: Final aquatic life ambient water quality criteria for Aluminium in freshwaters. EPA-822-F-18-003 (December), 2p.

EPA. 2022. National recommended water quality criteria – Aquatic life criteria table. http://epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-life-criteria-table

Fang X, Stefan GH. 1997. Simulated climate change effects on dissolved oxygen characteristics in ice-covered lakes. Ecol. Modell. 103:209-229.

FAO. 1987. Chemical features of water. United Nations Development Programme PROJECT RAF/82/009. En: http://www.fao.org/docrep/field/003/AC183E/AC183E00.htm#TOC

Fernández Turiel JL, Galindo G, Parada MA, Gimeno D, García Vallés M, Saavedra J. 2005. Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: Orígen, movilidad y tratamiento: p.11-33. En: Galindo G., Fernández Turiel J.L., Parada M.A. y Torrente D.G. (Eds.), IV Congreso Hidrogeológico Argentino "Arsénico en Aguas: Origen, Movilidad y Tratamiento", Río Cuarto, Córdoba, 25 al 28 de Octubre. 192p.

Feth JH. 1966. Nitrogen compounds in natural waters – A review. Water Resources Research 2(1): 41-58.

Freitas MP, Moreira Laskowski MM, Dalke CR, Dalzoto PR, Pimentel IC. 2008. Persistence of total and fecal coliforms and Pseudomonas aeruginosa in natural water samples from rivers that supply a water treatement station in Curitiba, Brazil. Estud. Biol. 30(70-72): 63-69.

Gensemer RW, Playle RC. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 29(4): 315-450.

Ghosh D, Ghosh A, Bhadury P. 2022. Arsenic through aquatic trophic levels: effects, transformations and biomagnification – A concise review. Geoscience Letters 9(20): 2-17 https://doi.org/10.1186/s40562-022-00225-y

Harris GP. 1999. Comparison of the biogeochemistry of lakes and estuaries: ecosystem processes, functional groups, hysteresis effects and interaction between macro- and microbiology. Journal of Marine Freswaters Research 50: 791-811.

Hauer FR, Stanford JA, Giersch JJ, Lowe WH. 2000. Distribution and abundance patterns of macroinvertebrates in a mountain stream: an analysis along multiple environmental gradients. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theorestische und Angewandte Limnologie. 27:1485-1488.

Hawkins CP, Hogue JN, Decker LM, Feminella JW. 1997. Channel morphology, water temperature and assemblage structure of stream insects. J. North Amer. Bentholog. Soc. 16:28-749.

Hayashi M. 2004. Temperature – electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. Environmental Monitoring Assessment 96: 119-128.

Hem JD. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. USGS Water Supply Paper 2254, 3rd Ed. USA. 272p.

IARC. 2018. Arsenic and arsenic compounds. World Health Organization (WHO), Internactional Agency for Research on Cancer (IARC) Monograph, p41-93.

Ishii S, Sadowsky MJ. 2008. Escherichia coli in the environment: Implications for water quality and human health. Microbes Environ. 23(2), 101-108. doi:10.1264/jsme2.23.101

Join Research Centre. 2021. Global surface water – Data user´s guide v3. 19p. Último acceso: 2022-08-30. https://global-surface-water.appspot.com/

Koufman J.A. and Johnston N. 2012. Potential benefits of pH 8.8 alkaline drinking water as an adjunct in the treatment of reflux disease. Ann. Otol. Rhinol. Laryngol. 121(7): 431-4, doi: 10.1177/000348941212100702.

Krupińska I. 2020. Aluminium drinking water treatment residuals and their toxic impact on human health. Molecules 25, 641. doi:10.3390/molecules25030641.

Lancelotti J, Pozzi LM, Yorio PM, Diéguez MC, Pascual MA. 2009. Fishless shallow lakes of Southern Patagonia as habitat for waterbirds at the onset of trout aquaculture. Aquatic Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 19: 497-505. DOI: 10.1002/aqc.1018.

Lancelotti JL, Pessacg NL, Roesler JI, Pascual MA. 2020. Climate variability and trends in the reproductive habitat of the critically endangered hooded grebe. Aquatic Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 1-11. DOI: 10.1002/aqc.3240.

Lateef Mousa HA. 2016. Health effects of alkaline diet and water, reduction of digestive-tract bacterial load, and earthing. Alternative Therapies in Health and Medicine 22(S1):24-33.

Lehman JT. 2002. Mixing patterns and plankton biomass of the St. Lawrence Great Lakes under climate change scenarios. J. Great Lakes Res. 28:583-596.

Lowe WH, Hauer FR. 1999. Ecology of two net-spinning caddis flies in a mountain stream: distribution, abundance and metabolic response to a thermal gradient. Can. J. Zoology. 77:1637-1644.

Lušič DV, Maestro N, Cenov A, Lušič D, Smolčič K, Tolič S, Maestro D, Kapetanovič D, Marinac-Pupavac S, Tomič Linšak D, Linšak Z, Glad M. 2021. Occurrence of P. aeruginosa in water intended for human consumption and in swimming pool water. Environments 8 (132), 18 p. https://doi.org/10.3390/environments8120132.

Maybeck M. 1982. Carbon nitrogen and phosphorus transport by world rivers. American Journal of Science 282: 401-450.

McCarthy KJ. 1986. Nitrogenous fertilizers in the European Communities. Commission of The European Communities, Directorate GeneralFor Agriculture, Working Doc. 112p.

McCutcheon SC, Martin JL, Barnwell TOJr. 1993. Water quality. Ch.11. In: Handbook of hydrology. Maidment D.R. (Ed.), McGraw-Hill, USA.

McKee JE, Wolf HW. 1963. Water quality criteria. 2nd Ed., Publication 3-A, California State Water Resources Control Board, USA. 583p.

Meyers PA, Teranes JL. 2001. Sediment organic matter. 239-269. In: Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 2:Physical and Geochemical Methods, W.M. Last & J.P. Smol (eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Miller RL, Bradford WL, Peters NE. 1988. Specific conductance: Theoretical considerations and application to analytical quality control. USGS Water-Supply Paper 2311, USA. 23p.

Mostofa KMG, Cong-qiang L, Mottaleb MA, Wan G, Ogawa H, Vione D, Yoshioka T, Wu F. 2013. Dissolved organic matter in natural waters. Chap.2: 138p. In: Photobiogeochemistry of Organic Matter, Mostofa K.M.G. (Ed.), Springer – Verlag, Berlin.

Mostrom M, Ensley S. 2020. Livestock water. NDSU Veterinary Diagnostic Lab., Kansas State Universuity, US. 10p.

Mylavarapu R. 2011. Impact of phosphorus on water quality. University of Florida IFAS Extension SL275, Soil and Water Science Dept. 4pp.

New Hampshire Department of Environmental Services. 2019. Lake or pond: What is the difference?. Environmental Fact Sheet BB-49. 2p.

OECD. 2007. Proposed system of surface water quality standards for Moldova. Technical Report. EAP Task Force. 49p.+annexes.

Olkowski AA. 2009. Livestock water quality: A field guide for cattle, horses, poultry and swine. Agriculture and Agri-Food Canada - University of Saskatchewan. 180p.

Otero HM. 1953. Estudio sobre la definición de algunos términos geográficos. I. Lago y laguna. Boletín de la Sociedad Geográfica de Colombia XI (2-3): 14p.

Pekel JF, Cottam A, Gorelick N, Belward AS. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature 540, 418-422. doi:10.1038/nature20584.

Puijenbroek van PJTM, Beusen AHW, Bowman AF. 2019. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the shared socio – economic pathways. Journal of Environmental Management 231: 446-456.

Quirós R, Baigún CRM, Cuch S, Delfino R, De Nichilo A, Guerrero C, Marinone MC, Menu Marque S, Scapini MC. 1988. Evaluación del Rendimiento Pesquero Potencial de la República Argentina: I. Datos 1. Informe Técnico Nº 7 del Departamento de Aguas Continentales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 55p.

Quirós R, Delfino R, Cuch S, Merello R. 1983. Diccionario Geográfico de Ambientes Acuáticos Continentales de la República Argentina. Parte I: Ambientes Lénticos. Departamento de Aguas Continentales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 475p.

Radtke DB, Davis JV, Wilde FD. 2005. Specific electrical conductance (ver. 1.2). Chap. A6., sec. 6.3 (August). In: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 9. Accesado el 09/01/2018 en: http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/.

Robbins CW, Meyer WS, Prathapar SA, White RJG. 1991. Understanding salt and sodium in soils, irrigation water and shallow groundwaters. CSIRO Australia, Water Resources Series No.4. 32p.

Rosseland BO, Eldhuset TD, Staurnes M. 1990. Environmental effects of aluminium. Environmental Geochemistry and Health 12(1-2), 17-27.

RSA – CONICET. 2018. Arsénico en agua. Grupo Ad-Hoc Arsénico en Agua, Red de Seguridad Alimentaria del CONICET. ISSN 2618-2785, Informe Final. 175p.

Samudro D, Mangkoedilhardjo S. 2010. Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: A triangle zone for toxic, biodegradable and stable levels. Int. J. of Academic Research 2(4): 235-239.

Sengupta P. 2013. Potential health impacts of hard water. Int J Prev Med. (Aug) 4(8): 866–875.

Secretaría de Energía. 2003. Catálogo de Recursos Hídricos de la República Argentina: Centrales hidráulicas, embalses, lagos y lagunas. 137p.

Sparling DW, Lowe PT. 1996. Environmental hazards of aluminium to plants, invertebrates, fish and wildlife. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology vol.145: 127p.

SSRH. 2016. Catálogo de lagos y embalses de la República Argentina: Lago Cardiel. Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH). Ultimo acceso, 2022-07-20. https://web.archive.org/web/20090808141349/http://www.hidricosargentina.gov.ar/Indice-Cardiel.html

Stella JL. 2018. Patrones mensuales de precipitación y temperatura media asociados a la Oscilación Antártica (AAO) o Modo Anular del Sur (SAM) sobre el territorio argentino. Actas XIII CONGREMET, 16 al 19 de octubre, Rosario, Santa Fe, Argentina (RS 92), 2p.

Stumm W, Morgan JJ. 1995. Acuatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. Ed. Wiley, ISBN: 978-0-471-51185-4. 1040p.

Suárez DL. 1981. Relation between pH and sodio adsorptium ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. Soil Sci. Soc. Am. J. vol.45(3): 469-475.

Sullivan AB, Snyder DM, Rounds SA. 2010. Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon. Chemical Geology 269: p.12-21.

Sullivan AB, Snyder DM, Rounds SA. 2010. Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon. Chemical Geology 269: p.12-21.

Svobodoba Z, Lloyd R, Machova J, Vykusova B. 1993. Water quality and fish health. EIFAC Technical Paper 54, FAO Rome. 71p.

Ullah A, Durrani R, Ali G, Ahmed S. 2012. Prevalence of antimicrobial resistant Pseudomonas aeruginosa in fresh water spring contaminated with domestic sewage. Journal of Biological and Food Science Research, 1: 19-22.

Université d'Avignon. 2014. Diagrammes. En: http://www.lha.univ-avignon.fr/

USEPA. 1976. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA-440/9-76-023. 501 pp.

USGS. 2018. Lakes and reservoirs: Guidelines for study, design and sampling. Book 9, Chap.A10 (vers.1.0). 57p.

Vigiak O, Grizzetti B, Udias-Moinelo A, Zanni M, Dorati C, Bouraoui F, Pistocchi A. 2019. Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. Science of the Total Environment 666: 1089-1105. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.252.

Vital M, Hammes F, Egli T. 2008. Escherichia coli O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. Environmental Microbiology 10(9), 2387-2396. doi:10.1111/j.1462-2920.2008.01664.x

Wcsilo R, Chróst RJ. 2000. Survival of Escherichia coli in freshwater. Polish Journal of Environmental Studies 9(3), 215-222

Weber Scanell P, Duffy LK. 2007. Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: A review of literature and recommendation for salmonid species. American Journal of Environmental Sciences 3(1): p1-6.

Weidman J, Holsworth REJr, Brossman B, Cho DJ, Fridman JStC. 2016. Effect of electrolyzed high-pH alkaline water on blood viscosity in healthy adults. Journal of the International Society of Sports Nutrition 13(45): https://doi.org/10.1186/s12970-016-0153-8

Weiner ER. 2008. Applications of Environmental Aquatic Chemistry, a practical guide. CRC Press, Second Ed. USA. ISBN WHO2003_Sodium in drinking water 978-0-8493-9066-1. 436p.

WHO. 1996. Total dissolved solids in drinking–water: background document for development of WHO guidelines for drinking–water quality. Health Criteria and Other Supporting Information 2nd. Edition, Vol.2: 8 pp.

WHO. 2003. Aluminium in drinking water. Guidelines for drinking water quality 2nd Ed. Addendum to Vol.2: Health Criteria and Other Supporting Information. Geneva, 14p.

WHO. 2005. Petroleum products in drinking water. WHO Guidelines for drinking-water quality. WHOSDE/WSH/05.08/123, 20p.

WHO. 2008. Guidelines for drinking water quality. World Health Organization. Vol.I. Recommendations. 668p.

WHO. 2010. Hardness in drinking water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/HSE/WSH/10.01/10/Rev/1. 19p

WHO. 2011. Arsenic in drinking-water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/75/Rev/1. 24p.

Wilcox LV. 1955. Classification and use of irrigation waters. USDA Circular No.969, 21p.

Williams L, Schoof RA, Yager JW, Goodrich-Mahoney JW. 2007. Arsenic bioaccumulation in freshwater fisheries. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 12(5): 904-926. https://doi.org/10.1080/10807030600826821.

WQA. 2013. Aluminium fact sheet. Water Quality Association. 2p

ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales y destinadas a irrigación

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALOR TÍPICO [b]	RANGO REFERENCIA [c]	EPA Standard 1994 – 2018 [d,s]	FAO 1985 [e]	VALORES RIOS [f, g]	VALORES CUERPOS [f, g]
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	150,0	5,0 – 250,0	> 20,0	-	18,0 – 330,0	10,0 – 7.500,0
Aluminio	mg/l	-	-	0,001 – 3,2 / 4,2	-	< 0,001 – 0,270	< 0,001 – 0,120
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	0,01 – 10,0	< 0,01 – 45,0	-	≤ 5,0	< 0,01 – 6,00	
Arsénico (As)	µg/l	2,0	< 0,1 – 1.100,0	≤ 10,0	-	< 2,0	< 2,0 – 18,0 [h]
Bacterias aerobias	UFC/ml	-	-	-	-	< 1,0 a > 1.000	
Bario (Ba)	µg/l	60,0	18,0 – 152,0	≤ 2.000,0	-	< 100	
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	58,4	0 – 4.467	-	≤ 0,16 [q]	10,0 – 402,0	12,0 – 4.451,0
Cadmio (Cd)	µg/l	~ 0,0 – 5,0	0,09 – 130,0	≤ 5,0	-	< 5,0	
Calcio (Ca)	mg/l	13,0 – 15,0	~ 0,0 – 954,0	-	≤ 400,0	5,0 – 55,0	5,0 – 180,0
Carbonato (CO_3)	mg/l	~ 0,0	~ 0,0	-	≤ 0,03 [q]	< 1,0 – 9,0	< 1,0 – 1.799,0
Cinc (Zn)	µg/l	30,0	~ 0,0 – 5.000,0	≤ 86,0	-	< 100,0	
Cloruro (Cl)	mg/l	8,0	~ 0 – 158.000	≤ 250,0	≤ 1.065,1	6,0 – 162,0	7,0 – 2.776,0
Cobre (Cu)	µg/l	10,0	0,05 – >100,0	≤ 3,7	-	< 100,0	
Coliformes Totales	NMP/100 ml	-	-	-	-	< 1,0 a > 200	
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	-	-	-	-	< 1,0 a > 200	
Conductividad Específica [r]	µS/cm a 25°C	70,0	40 – 1.500	-	≤ 3.000,0	24,4 – 1.533,0	20,0 – 13.220,0
Cromo (Cr)	µg/l	1,0	< 0,01 – 84,0	≤ 11,0 (≤ 50,0)	-	< 50,0	
DBO_5 [i]	mg/l	2,0 – 15,0	< 2,0 – 65,0	-	-	< 0,3 – 24,0	
Dureza	mg $CaCO_3$/l	47,0 – 54,0	1,0 – 1.000,0	-	-	6,0 – 697,0	6,0 – 1.333,0
DQO [j]	mg/l	-	< 2,0 – 100,0	-	-	<16,0 – 32,0	
Fluoruro (F)	mg/l	-	-	-	-	< 0,01 – 2,32	< 0,01 – 2,24
Fósforo Total (P)	mg/l	0,02 – 6,0	0,01 – 30,0	-	-	< 0,01 – 0,95	
Fosfato (PO_4)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,01 – 14,0	-	≤ 2,0	< 0,01 – 2,95	
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	-	-	-	-	< 0,5	< 0,5 – 3,5 [t]
Magnesio (Mg)	mg/l	4,0	0,0 – 379,0	-	≤ 60,75	1,0 – 24,0	1,0 – 86,0
Materia Orgánica (MO)	mg/l	-	-	-	-	< 0,08 – 13,04	< 0,08 – 53,10
Mercurio (Hg)	µg/l	1,0	< 0,1 – 5,0	≤ 0,012	-	< 1,0	
Níquel (Ni)	µg/l	2,2	0,001 – 530,0	≤ 8,3	-	< 5,0	

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALOR TÍPICO [b]	RANGO REFERENCIA [c]	EPA Standard 1994 – 2017 [d,s]	FAO 1985 [e]	VALORES RIOS [f, g]	VALORES CUERPOS [f, g]
Nitrato (NO_3)	mg/l	0,23	0,01 – 250,0	-	≤ 10,0	< 0,01 – 1,8	< 0,01 – 7,2
Nitrito (NO_2)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,002 – 10,0	≤ 1,0	-	< 0,001 – 0,112	< 0,001 – 6,4
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	0,1 – 10,0	0,004 – >100,0	-	-	< 0,02 – 6,03	< 0,06 – 11,92
Oxígeno disuelto (O_2) [r]	mg/l	3,0 – 9,0	0,0 – 19,0	-	-	4,2 [t] – 19,1	6,7 – 19,3
pH [r]	adimensional	4,5 – 8,5	1,0 – 9,0	6,5 – 8,5	6,0 – 8,5	7,5 – 8,9	6,9 – 10,1
Plata (Ag)	µg/l	0,30	0,03 – 2,0	≤ 0,07	-	< 10,0	
Plomo (Pb)	µg/l	1,0	< 0,01 – 55,0	≤ 8,5	-	< 50,0	
Potasio (K)	mg/l	1,3 – 2,3	0,02 – 189,0	-	≤ 2,0	< 1,0 – 10,0	< 1,0 – 800,0
RAS	adimensional	-	-	-	≤ 15,0	0,1 – 5,0	0,1 – 68,6
Selenio (Se)	µg/l	0,20	0,11 – 2.680,0	≤ 5,0	-	< 4,0	
Sodio (Na)	mg/l	5,1 – 6,3	0,7 – 1.220,0	-	≤ 920,0	2,0 – 170,0	2,0 – 3.500,0
SST [k]	mg/l	10,0 – 100,0	0,3 – 50.000	-	-	< 1,0 – 983,0	< 1,0 – 1.281,0
STD [l r]	mg/l	73,0 – 89,0	5,0 – 317,0	≤ 500,0	≤ 2.000,0	16,5 – 195,0	13,7 – 8.900,0
Sulfato (SO_4)	mg/l	8,3 – 11,2	0,13 – 3.930,0	≤ 250,0	≤ 960,0	< 1,0 – 150,0	< 1,0 – 590,0
Turbidez [m]	NTU (= mg/l)	-	0,0 – 3,0	≤ 29,0	-	< 1,0 – 2.949,0	< 1,0 – 3.843,0

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH14 durante campaña de muestreo realizadas en la primavera de 2021 y finales de verano de 2022; [b] Valores promedio más comunes en aguas naturales dulces de cursos y ríos de USA, tomados de McCutcheon y otros (1992); [c] Rango posible conocido, tomado de McCutcheon y otros (1992); [d] Se deja constancia del valor más estricto de referencia entre ambas fuentes citadas. En el caso de la fuente se trata de umbrales ambientales establecidos para aguas de clase III y clase III-limitada; [e] FAO No.29, Ayers y Westcot (1985) para irrigación; [f] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante ambas campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos) y cuerpos (lagos y lagunas); [g] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales (ver metodologías en Tomo I) solo se expresan con el límite mínimo, sin cálculo de estadísticos ni determinación de rangos. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección, entre los alcances del presente estudio; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia potencial de esa forma en un valor igual al umbral (por ejemplo para un valor de NO_3 < 0,01 mg/l se asumió una presencia posible no comprobada de 0,01 mg/l); [q] Transformación realizada del dato original de FAO expresado en meq/l a mg/l $CO_3^{=}$= 0,03332 y HCO_3^{-}= 0,0164; [r] Se consignan datos en campo con sonda multiparámetrica, tomados en el momento de colecta de muestras y transformados a CE estandarizada a 25° C; [s] En ocasiones, como el aluminio, los umbrales de afectación y/o toxicidad requieren de la determinación de tiempos de exposición a diferentes concentraciones. En esta instancia solo se deja referencia a los umbrales más estrictos sugeridos. Se sugiere la consulta más específica en bibliografía para concentraciones halladas en la región en proximidad o por encima de los umbrales consignados en esta tabla; [t] Un solo caso de OD=4,2 mg/l por contaminación con vertidos cloacales urbanos y TPH=3,5 mg/l.

ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]	ANMAT CAP.XII [d]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	18,0 – 330,0	10,0 – 7.500,0	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,270	< 0,001 – 0,140	0,20	▼ 3 muestras de cursos por sobre el umbral
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,01 – 6,00		0,20	▲ 88 % de muestras de cursos entran en el rango ▼ 35 % de cuerpos por sobre umbral máximo
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0	< 2,0 – 18,0	10,0	▲ La mayoría de muestras entran en el rango ▼ 3 cuerpos superan el umbral máximo
Bacterias aerobias	UFC/ml	< 1,0 a > 1.000		-	Sin referencia en norma
Bario (Ba)	µg/l	< 100			
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	10,0 – 402,0	12,0 – 4.451,0		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		5,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	5,0 – 55,0	5,0 – 180,0	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 1,0 – 9,0	< 1,0 – 1.799,0		
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		5.000	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l	6,0 – 162,0	7,0 – 2.776,0	350	▼ 25 % de muestras en cuerpos exceden el máximo ▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.000	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 1,0 a > 1.000		≤ 3	▼ Numerosas muestras superan el umbral máximo, en ocasiones altas concentraciones
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 1,0 a > 1.000			
Conductividad Específica [e]	µS/cm a 25°C	24,4 – 1.533,0	20,0 – 13.220,0	-	Sin referencia en norma
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO_5 [f]	mg/l	< 0,3 – 24,0		-	Sin referencia en norma
Dureza	mg $CaCO_3$/l	6,0 – 697,0	6,0 – 1.333,0	400,0	▼ 1 muestra en cuerpos y 2 en ríos exceden el rango
DQO [g]	mg/l	<16,0 – 32,0		-	Sin referencia en norma
Fluoruro (F)	mg/l	< 0,01 – 2,32	< 0,01 – 2,24	0,8 – 1,7 [h]	▼ 3 muestras en cuerpos superan el rango ▲ 97 % de las muestras entran en el rango
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,95		-	Sin referencias en norma
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 2,95			
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5	< 0,5 – 3,5 [t]		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]	ANMAT CAP.XII [d]	Comentario
Magnesio (Mg)	mg/l	1,0 – 24,0	1,0 – 86,0	-	Sin referencia en norma
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0		1,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0		20,0	
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,01 – 1,8	< 0,01 – 7,2	45,0	
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,001 – 0,112	< 0,001 – 6,4	0,10	▲ 80 % de muestras de cuerpos entran en el rango ▲ 99 % de muestras de cursos entran en rango
Nitrógeno Total (N) [i]	mg/l	< 0,02 – 6,03	< 0,06 – 11,92	-	Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	4,2 [t] – 19,1	6,7 – 19,3		
pH	adimensional	7,5 – 8,9	6,9 – 10,1	6,5 – 8,5	▼ 85 % de muestras de cuerpos fuera de rango ▲ 76 % de muestras de cuerpos entran en el rango
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0			
Potasio (K)	mg/l	< 1,0 – 10,0	< 1,0 – 800,0	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,1 – 5,0	0,1 – 68,6		
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Sodio (Na)	mg/l	2,0 – 170,0	2,0 – 3.500,0	-	Sin referencias en norma
SST [j]	mg/l	< 1,0 – 983,0	< 1,0 – 1.281,0		
STD [k]	mg/l	16,5 – 195,0	13,7 – 8.900,0	1.500	▲ Todas las muestras de ríos entran en rango ▲ 69 % de cuerpos entran en rango
Sulfato (SO_4)	mg/l	< 1,0 – 150,0	< 1,0 – 558,0	400	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Una laguna supera el umbral máximo
Turbidez [l]	NTU (=mg/l)	< 1,0 – 2.949,0	< 1,0 – 3.843,0	<3,0	▼ 93 % de muestras de cuerpos fuera del rango ▼ 96 % de muestras de cursos fuera del rango

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH14 durante campaña de muestreo realizadas en la primavera de 2021 y finales de verano de 2022; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas; [c] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos calculados. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [d] Código Alimentario Argentino, Capítulo XII *Bebidas hídricas, agua y agua gasificada* (ANMAT, 2017), Art 982: "Con las denominaciones de Agua potable de suministro público y Agua potable de uso domiciliario, se entiende la que es apta para la alimentación y uso doméstico: no deberá contener substancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud. Deberá presentar sabor agradable y ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente. El agua potable de uso domiciliario es el agua proveniente de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios."; [e] Se consignan datos en campo con

sonda multiparámetrica, tomados en el momento de colecta de muestras, transformados a CE estandarizada a 25° C; [f] Demanda bioquímica de oxígeno; [g] Demanda química de oxígeno; [h] Se tomaron en consideración los umbrales máximos y mínimos establecidos para un rango de temperaturas esperadas a lo largo del año en aguas de la región, desde 0 a 17,6°C, según los rangos establecidos por ANMAT (2017); [i] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia potencial de esa frma en un valor igual al umbral (por ejemplo para un valor de NO_3 < 0,01 mg/l se asumió una presencia posible no comprobada de 0,01 mg/l); [j] Sólidos totales en suspensión; [k] Sólidos totales disueltos; [l] Unidades de turbidez nefelométricas. ▲ Representa un parámetro cuyoa valores se encuentran por completo o en su mayoría dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Varios resultados obtenidos, mayoría entre el conjunto de muestras, acusan parámetros fuera del rango de referencia; [t] Un solo caso de OD=4,2 mg/l por contaminación con vertidos cloacales urbanos y TPH=3,5 mg/l.

ANEXO III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]	DISPO 004/96 [d]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	18,0 – 330,0	10,0 – 7.500,0	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,270	< 0,001 – 0,120		
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,01 – 6,00		0,50	▲ 95 % de muestras de cursos entran en el rango ▼ 30 % de cuerpos exceden el umbral máximo
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0	< 2,0 – 18,0	50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Bacterias aerobias	UFC/ml	< 1,0 a > 1.000		-	Sin referencia en norma
Bario (Ba)	µg/l	< 100			
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	10,0 – 402,0	12,0 – 4.451,0		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	5,0 – 55,0	5,0 – 180,0	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 1,0 – 9,0	< 1,0 – 1.799,0		
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l	6,0 – 162,0	7,0 – 2.776,0	-	Sin referencia en norma
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 1,0 a > 200		-	Sin referencia en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 1,0 a > 200			
Conductividad Específica [e]	µS/cm a 25°C	24,4 – 1.533,0	20,0 – 13.220,0		
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO_5 [f]	mg/l	< 0,3 – 24,0		10,0	▼ 20 % de muestras en cuerpos exceden el umbral ▲ 89 % muestras de cuerpos dentro del rango
Dureza	mg $CaCO_3$/l	6,0 – 697,0	6,0 – 1.333,0	-	Sin referencias en norma
DQO [g]	mg/l	<16,0 – 32,0		6,0	Umbral de detección fuera del rango de norma
Fluoruro (F)	mg/l	< 0,01 – 2,32	< 0,01 – 2,24	-	Sin referencia en norma
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,95			
Fosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 2,95			
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5			

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]	DISPO 004/96 [d]	Comentario
Magnesio (Mg)	mg/l	1,0 – 24,0	1,0 – 86,0	-	Sin referencias en norma
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0			
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0			
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,01 – 1,8	< 0,01 – 7,2	45,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,001 – 0,112	< 0,001 – 6,4	-	Sin referencias en norma
Nitrógeno Total (N) [i]	mg/l	< 0,02 – 6,03	< 0,06 – 11,92		
Oxígeno disuelto (O_2) [e]	mg/l	4,2 [t] – 19,1	6,7 – 19,3		
pH	adimensional	7,5 – 8,9	6,9 – 10,1		
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0			
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Potasio (K)	mg/l	< 1,0 – 10,0	< 1,0 – 800,0	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,1 – 5,0	0,1 – 68,6		
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0			
Sodio (Na)	mg/l	2,0 – 170,0	2,0 – 3.500,0		
SST [j]	mg/l	< 1,0 – 983,0	< 1,0 – 1.281,0		
STD [k]	mg/l	16,5 – 195,0	13,7 – 8.900,0	1.500	▲ Todas las muestras de cursos entran en el rango ▼ 31 % de muestras de cuerpos exceden el umbral
Sulfato (SO_4)	mg/l	< 1,0 – 150,0	< 1,0 – 590,0	-	Sin referencias en norma
Turbidez [l]	NTU (=mg/l)	< 1,0 – 2.949,0	< 1,0 – 3.843,0		

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH14 durante las campañas de muestreo realizadas en la primavera de 2021 y el verano tardío de 2022; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante la campaña en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos) y cuerpos (lagos y lagunas); [c] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos calculados. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [d] DPRH–CAP (1996), Anexo III *Normas de calidad para las fuentes de agua*. Disposición vigente No.004/1996 de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Santa Cruz (Consejo Agrario Provincial); [e] Se consignan datos en campo con sonda multiparámetrica, tomados en el momento de colecta de muestras, transformados a CE estandarizada a 25° C; [f] Demanda bioquímica de oxígeno; [g] Demanda química de oxígeno; [h] Se tomaron en consideración los umbrales máximos y mínimos establecidos para un rango de temperaturas esperadas a lo largo del año en aguas de la región, desde 0 a 17,6 °C, según los rangos establecidos por ANMAT (2017); [i] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia potencial de esa forma en un valor igual al umbral (por ejemplo para un valor de NO_3 < 0,01 mg/l se asumió una presencia posible no comprobada de 0,01 mg/l); [j] Sólidos totales en

suspensión; [k] Sólidos totales disueltos; [l] Unidades de turbidez nefelométricas. ▲ Representa un parámetro cuyoa valores se encuentran por completo o en su mayoría dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Varios resultados obtenidos, mayoría entre el conjunto de muestras, acusan parámetros fuera del rango de referencia; [t] Un solo caso de OD=4,2 mg/l por contaminación con vertidos cloacales urbanos y TPH=3,5 mg/l.

ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [e]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	18,0 – 330,0	10,0 – 7.500,0	- / -	- / -	Sin referencia en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,270	< 0,001 – 0,120	0,2 / 0,005	5,0 / 5,0	▲ Todas las muestras entran en rango T5-T6 ▲ Muestras de cuerpos entran en rango T1 ▼ 3 muestras de cursos superan rango en T1 ▼ 73 % muestras de cuerpos y 85 % en cursos superan umbral máximo en T2
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,01 – 6,00		0,05 / 1,37	- / -	▲ 85 % muestras de cuerpos y solo 1 en cursos exceden limite superior en T2 ▼ 60% muestras de cuerpos y 57 % de cursos exceden límite superior en T1
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0	< 2,0 – 18,0	50,0 / 50,0	100 / 500	▲ Todas las muestras en el rango
Bacterias aerobias	UFC/ml	< 1,0 a > 1.000		- / -	- / -	Sin referencias en norma
Bario (Ba)	µg/l	< 100		1.000 / -	- / -	▲ Todas las muestras en rango de T1-T2
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	10,0 – 402,0	12,0 – 4.451,0	- / -		Sin referencias en norma
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		5,0 / 0,2	10 / 20	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral detección por encima de T2
Calcio (Ca)	mg/l	5,0 – 55,0	5,0 – 180,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 1,0 – 9,0	< 1,0 – 1.799,0			
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		5.000 / 30,0	2.000 / 50	▲ Todas las muestras en rango T1+T5 ▼ Umbral de detección por sobre T2+T6
Cloruro (Cl)	mg/l	6,0 – 162,0	7,0 – 2.776,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.000 / 2,0	200 / 1.000	▲ Todas las muestras en rango T1-T5-T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 1,0 a > 200		- / -	- / -	Sin referencias en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 1,0 a > 200				
Conductividad Específica [f]	µS/cm a 25°C	24,4 – 1.533,0	20,0 – 13.220,0			
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0 / 2,0	100 / 1.000	▲ Todas las muestras en rango T1-T5-T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [e]	Comentario
DBO_5 [g]	mg/l	< 0,3 – 24,0		- / -	- / -	Sin referencias en norma
Dureza	mg $CaCO_3$/l	6,0 – 697,0	6,0 – 1.333,0			
DQO [h]	mg/l	<16,0 – 32,0				
Fluoruro (F)	mg/l	< 0,01 – 2,32	< 0,01 – 2,24	- / -	1,0 / 1,0	▲ 88 % de muestras de cuerpos en rango T5-T6 y ▲ 93 % de muestras de cursos
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,95			- / -	Sin referencias en norma
Fosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 2,95				
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5		- / -	- / 0,3 [i]	▼ Umbral detección por encima de T6
Magnesio (Mg)	mg/l	1,0 – 24,0	1,0 – 86,0		- / -	Sin referencias en norma
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0		1,0 / 0,1	- / 3,0	▲ Todas las muestras en rango T1-T6 ▼ Umbral detección por encima de T2
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0		25,0 / 25,0	200 / 1.000	▲ Todas las muestras en rango
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,01 – 1,8	< 0,01 – 7,2	10,0 / -	- / -	▲ Todas las muestras en rango T1-T2
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,001 – 0,112	< 0,001 – 6,4	1,0 / 0,06		▲ Solo 1 muestra en cuerpos excede umbral en T1 ▼ 23 % de muestras de cuerpos y un 3 % de cursos exceden umbral máximo en T2
Nitrógeno Total (N) [j]	mg/l	< 0,02 – 6,03	< 0,06 – 11,92	- / -		Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O_2) [f]	mg/l	4,2 [t] – 19,1	6,7 – 19,3			
pH	adimensional	7,5 – 8,9	6,9 – 10,1			
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0		50,0 / 0,1	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0 / 1,0	200 / 100	▲ Todas las muestras en rango T1-T5-T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Potasio (K)	mg/l	1,0 – 2,0	1,0 – 2,0	- / -		Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,20 – 1,60	0,20 – 1,60			
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0		10,0 / 1,0	20 / 50	▲ Todas las muestras en rango T1 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Sodio (Na)	mg/l	2,0 – 170,0	2,0 – 3.500,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
SST [k]	mg/l	< 1,0 – 983,0	< 1,0 – 1.281,0			
STD [l]	mg/l	16,5 – 195,0	13,7 – 8.900,0			
Sulfato (SO_4)	mg/l	< 1,0 – 150,0	< 1,0 – 590,0			

Turbidez [m]	NTU (=mg/l)	< 1,0 – 2.949,0	< 1,0 – 3.843,0	

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH14 durante las campañas de muestreo realizadas a comienzos de la primavera de 2021 y el verano tardío de 2022; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante la campaña en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos) y cuerpos (lagos y lagunas); [c] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos calculados. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [d] Umbrales máximos definidos en la Ley Nacional de Residuos Peligrosos No.24.051/1992, Decreto No.831/93: T1 Niveles guía de calidad de agua para fuentes de bebida humana con tratamiento convencional (izq.) / y T2 para protección de la vida acuática en agua dulce superficial (der.); [e] T5 Niveles guía de calidad de agua para irrigación (izq.) / y T6 para bebida de ganado (der.); [f] Se consignan datos en campo con sonda multiparámetrica, tomados en el momento de colecta de muestras, transformados a CE estandarizada a 25° C; [g] Demanda bioquímica de oxígeno; [h] Demanda química de oxígeno; [i] El umbral máximo corresponde a los niveles guía de calidad de agua para recreación (T7) de la Ley No.24.051/1992; [j] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia potencial de esa forma en un valor igual al umbral (por ejemplo para un valor de NO_3 < 0,01 mg/l se asumió una presencia posible no comprobada de 0,01 mg/l); [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas. ▲ Representa un parámetro cuyoa valores se encuentran por completo o en su mayoría dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Varios resultados obtenidos, mayoría entre el conjunto de muestras, acusan parámetros fuera del rango de referencia; [t] Un solo caso de OD=4,2 mg/l por contaminación con vertidos cloacales urbanos y TPH=3,5 mg/l.

ANEXO V: Valores de referencia de calidad de agua para consumo animal

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [d]	AC [e]	CERDOS [f]	GANADO [g]	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	< 500	aceptable	aceptable	aceptable	18,0 – 330,0	10,0 – 7.500,0
		501 – 1.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
		1.000 – 2.500	pobre	pobre	pobre		
Aluminio	mg/l	< 5,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,001 – 0,27	< 0,001 – 0,140
Arsénico (As)	µg/l	< 500 [h]	aceptable	aceptable	aceptable	< 2,0	< 2,0 – 18,0
		5.000 [i]	aceptable	aceptable	aceptable		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 20,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 5,0	
Calcio (Ca)	mg/l	< 1.000	aceptable	aceptable	aceptable	5,0 – 55,0	5,0 – 180,0
Cloruro (Cl) [i]	mg/l	< 15.000	aceptable	aceptable	aceptable	6,0 – 162,0	7,0 – 2.776,0
		> 15.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
Cobre (Cu)	µg/l	< 500	aceptable	aceptable	aceptable	< 100,0	
		501 – 1.000	aceptable	aceptable	no recomendado		
		< 5.000	aceptable	aceptable	letal		
Conductividad Específica [j]	µS/cm a 25°C	Sin límite	aceptable	aceptable	aceptable	24,4 – 1.533,0	20,0 – 13.220,0
Dureza	mg $CaCO_3$/l	< 2.000	aceptable	aceptable	aceptable	6,0 – 697,0	6,0 – 1.333,0
Fluoruro (F)	mg/l	< 2,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,01 – 2,32	< 0,01 – 2,24
		> 2,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
Mercurio (Hg)	µg/l	< 3,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 1,0	
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 11,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,01 – 1,8	< 0,01 – 7,2
		12,0 – 44,0	pobre	aceptable	aceptable		
		44,0 – 132,0	pobre	aceptable	aceptable		
		133,0 – 220,0	no recomendado	aceptable	pobre		
		221,0 – 443,0	no recomendado	aceptable	no recomendado		
		> 443,0	no recomendado	pobre	no recomendado		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [d]	AC [e]	CERDOS [f]	GANADO [g]	VALORES RIOS [b, c]	VALORES CUERPOS [b, c]
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 10,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,001 – 0,112	< 0,001 – 6,4
		11,0 – 23,0	pobre	pobre	pobre		
		< 23,0	pobre	pobre	no recomendado		
pH	adimensional	< 5,5	aceptable	aceptable	no recomendado	7,5 – 8,9	6,9 – 10,1
		5,5 – 8,0	aceptable	aceptable	aceptable		
		8,0 – 10,0	pobre	pobre	pobre		
		> 10,0	no recomendado	no recomendado	no recomendado		
Plomo (Pb)	µg/l	< 100,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 50,0	
Potasio (K)	mg/l	< 20,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 1,0 – 10,0	< 1,0 – 800,0
		21,0 – 300,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
Selenio (Se)	µg/l	< 50,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 4,0	
Sodio (Na)	mg/l	< 400,0	aceptable	aceptable	aceptable	2,0 – 170,0	2,0 – 3.500,0
		> 400,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
STD [k]	mg/l	< 1.000	aceptable	aceptable	aceptable	16,5 – 195,0	13,7 – 8.900,0
		1.001 – 3.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
		3.001 – 5.000	pobre	aceptable	aceptable		
		5.001 – 7.000	no recomendado	pobre	pobre		
		7.001 – 10.000	no recomendado	no recomendado	pobre		
		> 10.000	no recomendado	no recomendado	no recomendado		
Sulfato (SO_4)	mg/l	< 125,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 1,0 – 150,0	< 1,0 – 590,0
		< 500,0	± aceptable	aceptable	± aceptable		
		501,0 – 1.000	no recomendado	aceptable	aceptable		
		1.001 – 2.500	no recomendado	pobre	pobre		
		> 2.500	no recomendado	no recomendado	no recomendado		

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH14 durante las campañas de muestreo realizadas a comienzos de la primavera de 2021 y en el verano tardío de 2022; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante la campaña en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos) y cuerpos (lagos y lagunas); [c] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos calculados. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [d] Umbral de referencia,

tomado de Alberta Agriculture and Food, Canadá (2005); [e, f, g] Aves de corral; Cerdos; y Ganado vacuno, ovino y equino, respectivamente; [h] Máxima concentración admitida si se agrega el elemento en un complemento nutricional, además del contenido natural en el agua (Alberta Agriculture and Food, 2005); [h] Máximo contenido admitido en agua natural de bebida si no se agrega el elemento en un complemento nutricional para estimular crecimiento (Alberta Agriculture and Food, 2005); [i] Se toma en consideración conjunta la presencia de sulfatos y ambos solo cuando estan en sociedad con el ion Na^+; [j] Se consignan datos en campo con sonda multiparámetrica, tomados en el momento de colecta de muestras, Transofrmados a CE estandarizada a 25° C; [k] Sólidos totales disueltos; ▲ Representa un parámetro que se encuentra dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Alguno o varios resultados logrados en el parámetro se encuentran fuera de la referencia.