



Gobierno de Santa Cruz



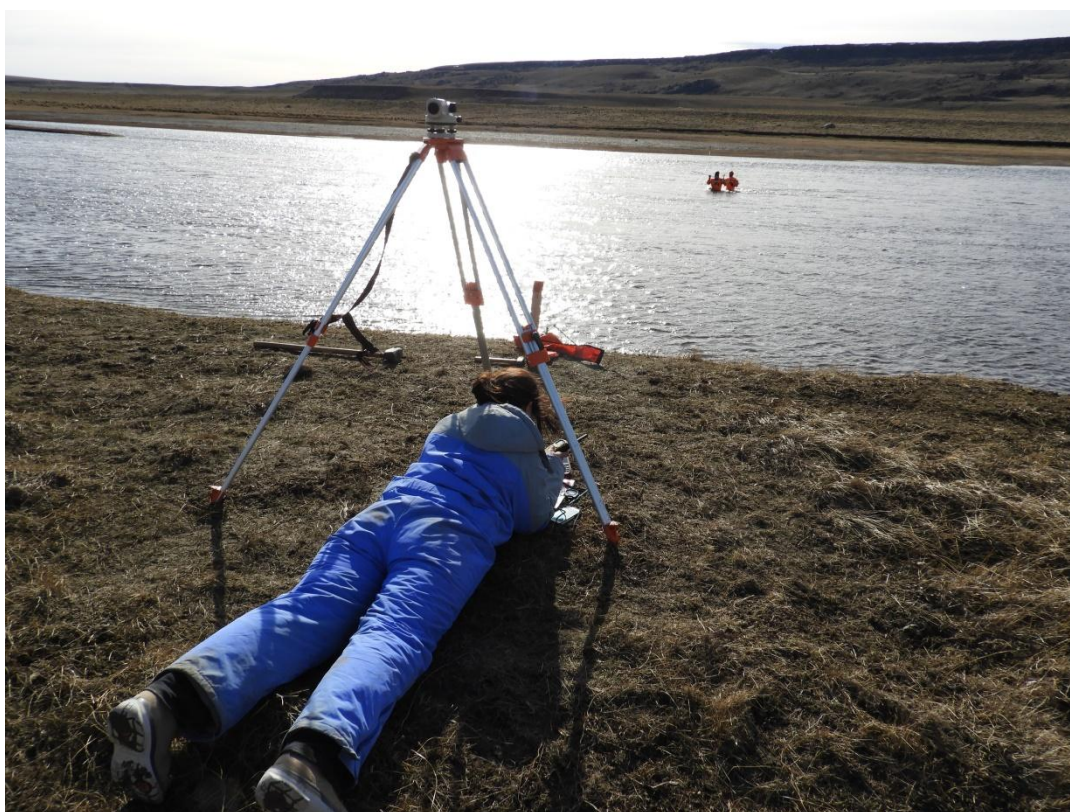
CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES (CFI)

PROYECTO:

**“GENERACIÓN DE INFORMACIÓN TENDIENTE AL MANEJO DE LAS
POBLACIONES DE SALMÓNIDOS DEL RÍO GALLEGOS. SEGUNDA ETAPA:
CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO”**



INFORME FINAL. TOMO III

Octubre de 2018

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

Casalnuovo M.A.; Diaz Boris G.; Acuña A.; Chalde T. y F. Castro

AUTORIDADES CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

Secretario General

Ing. Juan José Ciácerá

Coordinadora Región Patagónica

Lic. Paula Astiz

AUTORIDADES PROVINCIALES PROVINCIA DE SANTA CRUZ

Sra. Gobernadora

Dra. Alicia Margarita Kirchner

Representante titular ante el CFI

Ministro de la Producción Comercio e Industria

Leonardo Darío Álvarez

Representante alterno ante el CFI

Director General de Administración de Casa de Santa Cruz

C.P. Andrés La Blunda

RESPONSABLES PROYECTO

Responsable de Contraparte Provincia de Santa Cruz

Secretaría de Estado de Medio Ambiente

Ing. Mariano Bertinat

Responsable Operativo Provincia de Santa Cruz

Ministerio de la Producción – Delegación “Casa Santa Cruz”

Est. Darío Maturana

Responsable de la Unidad de Vinculación Tecnológica - Rectorado

Universidad Nacional de la Patagonia Austral

Lic. Valeria Serantes Blanco

Coordinador del Proyecto

Lic. Miguel Ángel Casalnuovo

Coordinador de Contraparte CFI

Ing. Agr. Mónica Yanina Barragüé

PROYECTO:

“GENERACIÓN DE INFORMACIÓN TENDIENTE AL MANEJO DE LAS POBLACIONES DE SALMÓNIDOS DEL RÍO GALLEGOS. SEGUNDA ETAPA: CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO”

INFORME FINAL. TOMO III. AGUA Y SEDIMENTOS

Coordinador General

Lic. Miguel Ángel Casalnuovo

Responsables Sectoriales

Dr. Tomás Chalde

Ing. Boris Díaz

Téc. Fernando Castro

Asistentes territoriales

Est. Lautaro Ian Devetac

Ing. Estefanía Gesto

Ing. Leandro Almonacid

Dr. Adrián Acuña

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	05
1.1. Antecedentes regionales	05
2. MATERIALES Y MÉTODOS	08
2.1. Ubicación de monitoreos y muestreos	08
2.2. Representatividad de los momentos seleccionados de muestreo	09
2.3. Hidrometría	10
2.4. Determinaciones físicas y químicas de agua in situ	11
2.5. Muestreo y análisis en laboratorio	12
2.5.1. Técnicas de muestreo utilizadas	12
2.5.2. Análisis en laboratorio	14
2.5.3. Análisis de datos	18
2.6. Complementación con datos físicos y químicos del sector chileno	21
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
3.1. Prueba de confianza de los análisis de laboratorio	23
3.2. Producción estacional de agua	23
3.3. Propiedades físicas de las aguas en la RH 13	25
3.3.1. Temperatura	25
3.3.2. Conductividad eléctrica	26
3.3.3. Sólidos disueltos y en suspensión	28
3.4. Propiedades químicas de las aguas en la RH13	35
3.4.1. pH	35
3.4.2. Alcalinidad y dureza de CaCO ₃	38
3.4.3. Cationes mayoritarios y RAS	41
3.4.4. Aniones mayoritarios y salinidad	44
3.4.5. Oxígeno (OD)	46
3.4.6. Materia orgánica y demanda de oxígeno	47
3.4.7. Nitrógeno	50
3.4.8. Fósforo	53
3.4.9. Metales	53
3.4.10. Hidrocarburos	54
3.4.11. Microbiología	55
3.5. Clasificación de las aguas de superficie en la RH13	57
3.5.1. Piper, Stiff y Schoeller–Berkaloff	57
3.5.2. Aptitud para el uso agropecuario	59
3.5.3. Clasificación de aguas por la carga de sedimentos	61
3.5.4. Clasificación de aguas por la alcalinidad y la dureza de CaCO ₃	63
3.5.5. Aptitud para el uso agropecuario	65
3.5.6. Calidad ambiental según concentraciones de O ₂ disuelto	69
3.6. Análisis de agrupamientos posibles (invierno de 2017)	70
3.7. Fisicoquímica de sedimentos	78
4. CONCLUSIONES	82
5. BIBLIOGRAFÍA	88
ANEXOS	94

1. INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos naturales más importantes para el sostenimiento de la vida. También así representa un recurso esencial para casi cualquier actividad humana, principalmente las socioeconómicas. De tal forma, los ecosistemas acuáticos se encuentran en todo el mundo sometidos a una suma de presiones de uso y contaminación que los han llevado a profundos cambios desde su situación natural que determinan la necesidad de un permanente diagnóstico y monitoreo de su calidad para establecer las mejores estrategias posibles de aprovechamiento y conservación (Oliveira-Filho *et al.*, 2014). El conocimiento de la química de las aguas naturales y su dinámica espacial y temporal no solo resulta una herramienta esencial para la comprensión de las dinámicas espaciales y temporales entre sus elementos sino también como pieza práctica para la sustentación de decisiones de aprovechamiento, manejo y conservación de los recursos acuáticos.

1.1. Antecedentes regionales

En 1993, Nicolli y Merino publicaron el primer y único antecedente disponible de un estudio a escala de gran región hidrográfica en el río Gallegos, relacionado con calidad de sus aguas superficiales. Como en sucesivos estudios posteriores, a partir de entonces, el foco principal de éstos se concentró en la porción alta del sistema, en la zona de influencia del yacimiento carbonífero del río Turbio debido al interés que ha suscitado, en reiteradas oportunidades, la potencial contaminación de superficie asociada a la actividad minera. Entre sus principales aportes es de destacar la primer caracterización general de las aguas de superficie de la región, predominantemente bicarbonatadas cálcicas e intermedias sin un catión dominante, no salinas, debilmente alcalinas (pH promedio de 7,6) y semiduras (alcalinidad de CaCO_3 promedio de 74,2 mg/l). La estacionalidad de los caudales en los cursos de agua juega un papel importante en el condicionamiento de algunos de los parámetros fisicoquímicos analizados como la composición aniónica y los sólidos totales disueltos (STD) sin embargo en otros al parecer no, como la composición de cationes. Los estudios solo contaron con una repetición estacional por lo que no resultó posible lograr afirmaciones concluyentes en este sentido. La batería de metales analizados no permitió detectar concentraciones particulares en ninguno de ellos por encima de los umbrales de tolerancia establecidos en las normas nacionales en vigencia para aguas potables. Las características litológicas de la región (escasamente erosionables) y la topografía regional que condiciona tiempos de escurrimiento superficial relativamente rápidos, no permiten sospechar una interacción tal que determine un intercambio iónico significativo entre agua y

sustrato (en superficie) y con ello, la disolución de sales resultaría escasamente significativa.

La región superior del río Turbio, en la zona de recarga de la RH 13, consiste en una importante productora de sólidos, si bien fuertemente asociado a la actividad minera y muy particularmente en relación con el funcionamiento de la planta de depuración de carbón (Nicolli y Merino, 1993). Caballero (2010) estableció que la magnitud de los impactos provocados en la calidad de aguas superficiales resulta variable según la fuente de contaminación minera, las mezclas de vertidos que ocurren antes de la descarga y la distancia hasta los cursos de agua natural, no obstante lo cual en términos generales los valores de producción resultan en general elevados para diversos parámetros como por ejemplo algunos metales pesados (Caballero, 2000a; 2009b; 2009c). Diversos estudios en décadas recientes como los de Esteves *et al.* (1996), INA (1998), Lakefield Research Argentina (2001), SEGEMAR (2006), Taboada *et al.* (2011) y UTN (2015), entre otros, permitieron confirmar los alcances de estas primeras observaciones aunque siempre concentrados en la región de influencia del río Turbio. En el trabajo de Esteves *et al.* (1996) se documenta una importante desmejora en la calidad del agua en la zona de influencia de las descargas minero-industriales del yacimiento sumado a las descargas pluvio-cloacales de la localidad de Río Turbio, informando la presencia de metales pesados en los sedimentos y material en suspensión en el río Turbio e incluso de elevados niveles de materia orgánica y baja concentración de oxígeno. Los caudales generados por el sistema hidrográfico permiten suponer una importante dilución de estos contaminantes a lo largo del curso del río Gallegos hasta su desembocadura (SEGEMAR, 2006), probablemente con su principal impacto en un rango de hasta 70 km aguas abajo del yacimiento, en la zona de influencia del establecimiento Glencross (INA, 1999). Recién en 1999 se realizó un segundo trabajo de muestreo y análisis de aguas superficiales a gran escala, si bien con una muy baja densidad de muestreos (inédito) por parte de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA), dimensión de trabajo que no se repitió hasta los años 2012–2015 con los muestreos estacionales realizados desde la UNPA y el INTA EEA Santa Cruz sobre los principales ríos y tributarios de la región hidrográfica (inéditos).

Los antecedentes disponibles, en especial los desarrollados en la segunda mitad de la década de 2000, se focalizaron en el impacto de la explotación minera y en el potencial impacto de la puesta en funcionamiento de la Central Termoeléctrica Río Turbio. Mayormente consisten en muestreos aislados en diversos puntos de la región de interés, con escasa coincidencia geográfica entre antecedentes, una diversidad de metodologías de laboratorio implementadas y una muy escasa repetición tanto espacial como temporal, lo que permite aproximar en algunos casos

descripciones detalladas de la calidad de aguas superficiales pero en momentos concretos y aislados para cada estudio. Así, como la calidad del agua depende de sus propias propiedades físicas y químicas, también lo hace de las características de su entorno (Weiner, 2008). Entre otros tantos, el clima y los caudales juegan un importante papel en el condicionamiento de múltiples reacciones como la solubilidad, la estabilidad y la biodegradabilidad entre otros procesos, y que exigen de una importante repetencia de muestreos para captar su variabilidad y dinámica (Weiner, 2008).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Ubicación de monitoreos y muestreos

Por cuestiones de competencia jurisdiccional, todas las muestras de agua superficial y sedimento se tomaron en el sector argentino de la Región Hidrográfica binacional del río Gallegos (RH13). Se diseñó una red de secciones de interés para la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas de superficie y sedimentos a lo largo del curso principal del río Gallegos y de sus tributarios más importantes, sean éstos por la calidad documentada de sus aguas en estudios precedentes disponibles (Nicolli y Merino, 1993; Arzac y Barbagallo, 1993; CFI, 1995; Esteves *et al.*, 1996; Sami, 1997; CNEA, 1998; Lakefield Research Argentina, 2001; SEGEMAR, 2006; Caballero, 2008; INDUSER, 2008; Casalnuovo *et al.*, 2014; Taboada *et al.*, 2011; UTN, 2015; INTA & UNPA, 2012-2015) o bien por la importancia de algunas localizaciones en términos de la producción estacional y anual de sus caudales (Anexo I; Mapa 2.1).



Mapa 2.1. Ubicación de los sitios de muestreo en la RH13 durante las campañas de monitoreo y muestreos. La zonificación en rojo representa el nivel de Subregión Hidrográfica propuesto por Díaz y Giménez (2015).

2.2. Representatividad de los momentos seleccionados de muestreo

A fin de establecer la mejor representatividad estacional posible de los diferentes momentos de análisis de aguas propuestos en el presente proyecto, se realizó una caracterización hidrológica de los cursos de la RH13 a partir del análisis de series históricas y registros dispersos de caudales (Q) disponibles y se comparó con la situación diaria de la temporada en curso (Figura 2.1). El seguimiento diario de la condición de caudales de los ríos más importantes se logró a partir de la publicación de datos en tiempo real de la Dirección General de Aguas de Chile en la Región de Magallanes (DGA, 2018) y de estadísticas históricas de la Base de Datos Hidrometeorológica Integrada (BDHI) de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH, 2018), sistematizados y procesados en el Banco de Datos Hidrometeorológicos de la provincia (BDHM), (Monserrat *et al.*, 2016). Así, las fechas de campaña se seleccionaron para la segunda quincena de agosto de 2017 (primera) y la segunda quincena de febrero de 2018 (segunda). Los ríos Rubens y Penitente, ubicados en la porción alta de la de la RH13, representan los mayores contribuyentes de los caudales medios mensuales, anuales y estacionales, con poco más del 80% aproximadamente de las aguas de superficie producidas (Díaz *et al.*, 2016). Éstos se priorizaron para el seguimiento diario dado que la estación de registro de tirante representativa de toda la RH13 ubicada en la desembocadura del río Gallegos en el estuario (Palermo Aike) solo cuenta con un par de años de registro continuo y sin actualización en tiempo real de datos.

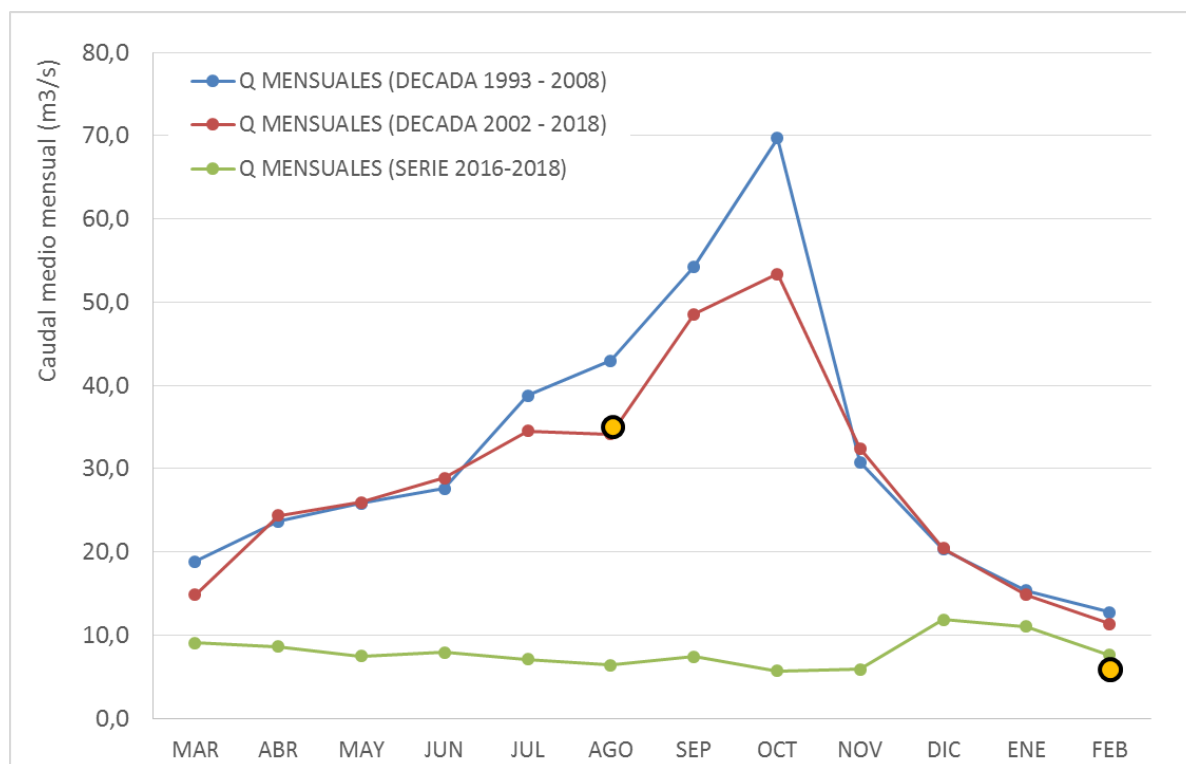


Figura 2.1. Caudales medios mensuales para dos series temporales de 15 años en la secuencia 1993–2008 y 2002–2018, y el comportamiento observado en caudales de la serie 2016–2018, en la sección Puente Blanco, naciente del río Gallegos en la confluencia de los ríos Penitente y Rubens. Elaboración propia a partir de estadísticas publicadas por SSRH (2018). Puntos individuales representan caudales promedios diarios determinados durante los días de campaña a partir de determinaciones hidrométricas propias.

Las fechas seleccionadas para la realización de cada campaña pueden considerarse representativas de los momentos de máxima y mínima producción estacional de aguas de superficie en el río Gallegos observada en años recientes en la región, notablemente menos productivas en términos de caudales promedio respecto a los años precedentes (Figura 2.1).








2.3. Hidrometría

En cada sección de interés se practicó un aforo para la determinación de caudal y velocidades representativas de los sitios y momentos de muestreo de aguas. La determinación de caudal se realizó mediante mediciones de área y velocidad siguiendo la metodología estándar habitual para cursos libres (USDI, 2001). Los registros de velocidad se realizaron con molinete universal OTT C31 con hélice N°2 (0,1 a 10,0 m/s), mediante la técnica de vadeo a lo largo de cada sección de interés. Cuando por las condiciones de clima, accesibilidad para el vadeo o velocidad de la corriente no resultó posible implementar este método, se realizó una aproximación a la velocidad superficial mediante la técnica de flotación simple siguiendo las

recomendaciones de Carrión y LaMattina (2015) en las líneas de flujo más rápida y lenta de la sección de interés. En secciones para las cuales se cuenta con registros permanentes de caudalimetría mediante limnómetros se utilizaron estos datos para el establecimiento de los caudales instantáneos en los diferentes momentos de muestreo.

2.4. Determinaciones físicas y químicas de agua in situ

Se realizaron determinaciones en cada sitio de muestreo a fin de complementar los diferentes análisis en aguas y sedimentos posteriores en laboratorio.

-  *Posición geográfica.* Determinada mediante GPS navegador Garmin e-TREX Legend®, con un margen de error de $\pm 3-4$ m.
-  *Temperatura del agua.* Se midió mediante una sonda multiparámetro Hanna® HI 98129 (precisión $\pm 0,1$ °C).
-  *pH.* El potencial de hidrogeniones del agua se midió mediante una sonda multiparámetro Hanna® HI 98129 (precisión $\pm 0,01$ unidades pH).
-  *Conductividad.* Se midió mediante una sonda multiparámetro Hanna® HI 98129 (precisión ± 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$).
-  *Oxígeno Disuelto.* Se midió mediante una sonda multiparámetro HORIBA® U-50, con una resolución de 0,01 mg/l y una exactitud que oscila de $\pm 0,2$ mg/l para un rango de OD de 0–20 mg/l y hasta $\pm 0,5$ mg/l para valores de OD en agua de >20 mg/l.
-  *Sólidos Disueltos Totales (TSD).* Se realizó en forma directa mediante una sonda multiparámetro Hanna® HI 98129 (precisión ± 1 ppm).
-  *Potencial REDOX.* Se midió mediante una sonda multiparámetro HORIBA® U-50 (± 15 mV).

A las determinaciones del ancho mojado en el momento del estudio derivadas de los trabajos de hidrometría en cada sección de interés, se las complementó con determinaciones de ancho seco y ancho de *gravel bar* en cauces, mediante un distanciómetro láser Leica DISTO D510®, con un margen de precisión de $\pm 0,10$ m. También se calculó la profundidad media en cada sección a partir de la ponderación de profundidades parciales durante la determinación del área en los trabajos de hidrometría.

2.5. Muestreo y análisis en laboratorio

A continuación se explicitan las técnicas de muestreo discriminadas temáticamente:

2.5.1. Técnicas de muestreo utilizadas. La toma de muestras de agua y sedimento de fondo se realizó de acuerdo al esquema propuesto en la Figura 2.2. El acondicionamiento para el almacenamiento y el transporte de las muestras de agua a destino se realizó de acuerdo a los protocolos establecidos en el capítulo 3 de USEPA (2014). Éstas fueron estabilizadas químicamente cuando correspondió, refrigeradas a 4°C y trasladadas al laboratorio en lapsos de tiempo menores a 48 hs entre su obtención y el procesado en destino final. Las muestras de sedimento se almacenaron en bolsas de polietileno nuevas para evitar contaminaciones y refrigeradas a 4°C hasta su procesamiento en laboratorio. Las técnicas de muestreo, los envases utilizados y formas de estabilización dependieron de los parámetros propuestos para los análisis posteriores (Tablas 2.1 y 2.2). Éstos fueron clasificados de la siguiente manera:

- De *interés agropecuario*, aquellos habituales para la determinación de la calidad de uso de las aguas para riego.
- De *interés ecosistémico*, aquellos que contribuyen con información complementaria para la comprensión de la calidad del hábitat para peces.
- De *interés ambiental*, aquellos que complementan los anteriores y permiten una caracterización de la calidad de base relacionada con los impactos actuales o esperados de ocurrencia en la región sobre la base de los usos actuales y potenciales del suelo.

Las muestras de agua destinadas a la determinación de presencia de hidrocarburos se tomaron en frascos color caramelo de 1 l de vidrio, limpios, con la adición de 5 ml de una solución 1:1 de ácido clorhídrico y agua destilada. En el caso de las muestras de agua destinadas al análisis de parámetros de interés agropecuario y de metales se tomaron en recipientes de vidrio acaramelado con una capacidad de 1 l (Tabla 2.2).

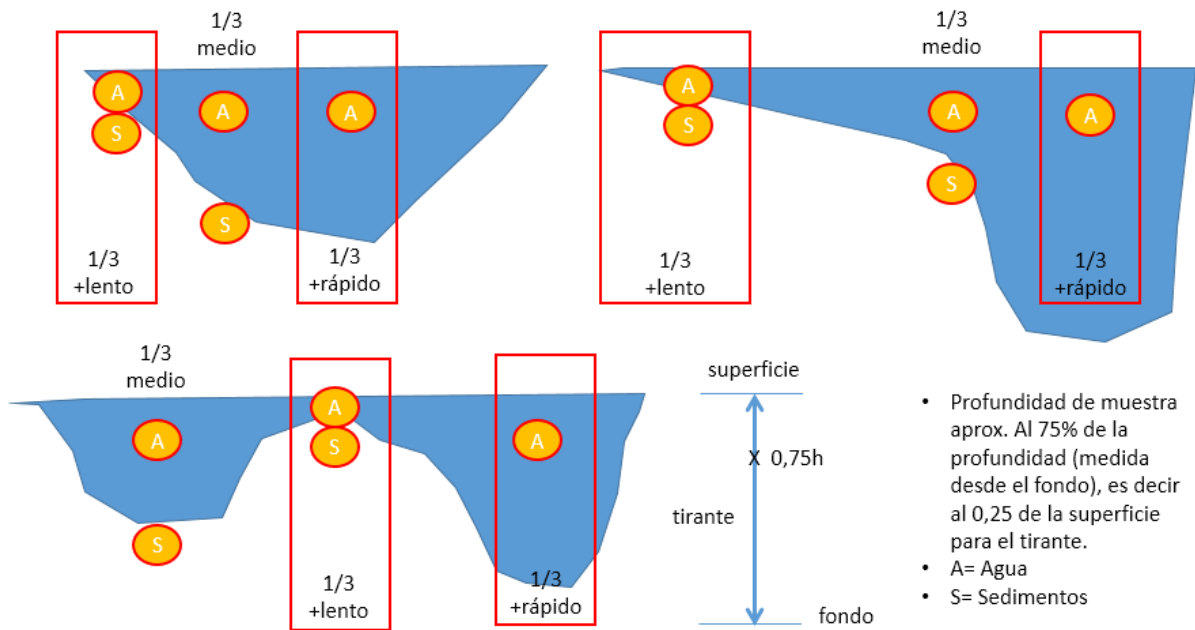


Figura 2.2. Procedimientos para la toma de muestras de agua en zonas de diversa velocidad media de superficie.

Tabla 2.1. Parámetros seleccionados para la caracterización de aguas de superficie y sedimentos, según grupos de interés.

AGROPECUARIO	ECOSISTEMICO	BASE AMBIENTAL
pH		
Conductividad eléctrica (CE)		
Sólidos Totales Disueltos (STD)		
Oxígeno disuelto (OD)		
Sólidos Totales en Suspensión (SST)		
Cloruro (Cl)	Nitrito (NO ₂)	Flúor (F)
Calcio (Ca)	Alcalinidad de CaCO ₃	Metales Pesados
Magnesio (Mg)	Amonio (NH ₃)	Hidrocarburos Totales (TPH)
Sodio (Na)	Nitrógeno Total (N)	Coliformes Totales
Potasio (K)	Fósforo Total (P)	Coliformes Fecales
RAS	Dureza de CaCO ₃	Turbidez
Sulfato (SO ₄)		Bacterias aerobias
Nitrato (NO ₃)		<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Materia orgánica (MO)		
Fosfato (PO ₄)		
Carbonato (CO ₃)		
Bicarbonato (H ₂ CO ₃)		
DBO ₅ – DQO		

En todos los casos, la conservación hasta su llegada a laboratorio nunca superó las 48 hs de almacenamiento refrigerado. Las muestras de sedimento destinadas al análisis de parámetros de interés agropecuario y de metales se obtuvieron a partir de los primeros 5-10 cm de profundidad en el lecho del curso, en su tramo de velocidad lenta. La muestra resultó representativa del material de fondo descartando vegetación y piedras. De igual forma que con las bolsas, los envases plásticos para su transporte también fueron nuevos, sin contenido previo de ningún tipo. La composición de cada muestra final fue el resultado de la colección en diversos puntos a lo largo de una transecta no superior a 10 m (como referencia) siguiendo la línea paralela a la costa, dentro del espacio en que se hubiera constatado una velocidad media o lenta del curso (Figura 2.2).

Tabla 2.2. Detalle de muestras por sección de interés.

SITIO	ENVASE	DESTINO (análisis)
Lecho en tercio lento	Bandeja plástica 1 Kg	Sedimentos
Agua superficial en tercio medio	Plástico de boca ancha 1 l	Materia orgánica + Físicoquímico
	Vidrio transparente 500 ml	DBO ₅ +DQO
	Vidrio transparente de 500 ml (completo al 80%) y esterilizado	Bacteriológico
Agua superficial en tercio lento	Vidrio caramelo 1 l	Agropecuario
		Metales
		Hidrocarburos
Agua superficial en tercio rápido	Vidrio caramelo 1 l	Agropecuario
		Metales
		Hidrocarburos

2.5.2. Análisis en laboratorio. Los diferentes análisis desarrollados en laboratorio y las respectivas normas de referencia se sintetizan en la Tabla 2.3, discriminando entre los que fueron aplicados a muestras de agua y sedimentos. En este último caso las determinaciones de pH, conductividad, cationes y aniones se realizaron sobre un extracto de las muestras 1:2,5 en agua destilada. Tanto en las muestras de agua como en los extractos obtenidos de los sedimentos, la determinación de pH y conductividad se realizó por el método potenciométrico y el contenido de carbonato y bicarbonato por titulación con ácido clorhídrico 0,1 N utilizando fenolftaleína y heliantina como indicadores. El calcio y magnesio se determinaron por complejometría con EDTA, a pH 12, para el primero de ellos, utilizando murexida como indicador y a pH 10 con negro de ericromo T como indicador, para el segundo. El cloruro se determinó por el método de Mohr, el ión amonio como azul de indofenol y el fosfato con azul de molibdeno. El nitrito se determinó colorimétricamente con ácido sulfanílico y 1-naftilamina y el nitrato con brucina en presencia de ácido sulfúrico. La determinación de sulfato se realizó por precipitación en medio ácido y el sodio y potasio por fotometría de llama. En las muestras de agua también se realizó

la determinación de DBO₅ por método automatizado con sensor de presión y la determinación de DQO por digestión ácida a 180°C. El Flúor se analizó mediante la técnica de alizarina en espectrofotómetro. Los sólidos totales disueltos y los sólidos totales suspendidos fueron determinados por gravimetría. El CaCO₃ se analizó mediante titulación complejométrica. Para el conteo de microorganismos en las muestras de agua, se utilizó la técnica de Número Más Probable (NMP). La cuantificación de Coliformes totales y fecales se realizó en Caldo Mac Conkey (5,0 g de bilis de buey, 20,0 g de peptona, 10,0 g de lactosa, 0,01 g de púrpura de bromocresol y 1000 ml de agua destilada) con incubación por 24 horas a 37 °C y 43°C respectivamente. En el caso de *Pseudomonas aeruginosa* se utilizó la técnica de siembra en agar cetrimide para evaluar presencia/ausencia.

El contenido de hidrocarburos totales en las muestras de agua se determinó por espectrofotometría en el infrarrojo (FTIR) según la norma EPA 418.1. Para las muestras de sedimento se implementó la misma metodología, previo sometimiento de las muestras a una extracción según lo propuesta por la norma EPA 3550C. Previo a la cuantificación de metales pesados, las muestras de sedimentos (0,5 g) fueron sometidas a una extracción con ácido nítrico según lo establecido en la norma EPA 3050B. En todos los casos, los metales que se determinaron fueron los establecidos en la legislación ambiental vigente en la provincia de Santa Cruz y asociados a la explotación del carbón (Ley de Impacto Ambiental No. 2658/03, Modificatorias y Decretos Reglamentarios; Disposición de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos No. 004/96 de Control de calidad y protección de los recursos hídricos): Aluminio, Plata, Arsénico, Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Níquel, Plomo, Zinc, Bario y Selenio. En función de estas normas de referencia se calibraron los umbrales mínimos de detección durante los análisis de laboratorio (Tabla 2.4).

Tabla 2.3. Normas utilizadas para las determinaciones en laboratorio de los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos de interés, en muestras de agua y sedimento.

PARÁMETRO	NORMA	AGUA	SEDIM
pH	SM 4500-H ⁺ B	•	•
Conductividad (μS/cm)	SM 2510 B	•	•
STD (mg/l)	SM 2540 C	•	
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /L)	SM 2320 B	•	
Dureza (mgCaCO ₃ /L)	SM 2340 B	•	
Carbonato ^a	SM 2320 B	•	•
Bicarbonato ^a	SM 2320 B	•	•
Calcio ^a	SM 2340 C	•	•
Magnesio ^a	SM 2340 C	•	•
Sodio ^a	SM 3500-Na B	•	•
Potasio ^a	SM 3500-K B	•	•
Cloruro ^a	SM 4500-Cl ⁻ B	•	•
Sulfato ^a	SM 4500-SO ₄ ⁻² E	•	•
Nitrato ^a	SM 4500-NO ₃ ⁻ E	•	•
SST (mg/l)	SM 2540-D	•	
Amonio (mg/l)	SM 4500-NH ₃ ⁻ C	•	
N Total (mg/l)	SM 4500-N C	•	
P Total (mg/l)	SM 4500-P E	•	
Flúor (mg/l)	SM 4500-F ⁻ E	•	
Fosfato (mg/l)	SM 4500-P E	•	
Nitrito (mg/l)	SM 4500-NO ₂ ⁻ B	•	
DBO ₅ (mg/l)	SM 5210 D	•	
DQO (mg/l)	SM 5220 D	•	
Materia Orgánica (%)	Oxidabilidad al MnO ₄	•	
Hidrocarburos Totales ^a	EPA 418.1	•	•
Metales pesados ^{a,b, c}	EPA 7000; 7061A; 7471; 7741A	•	•
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Conteo en placa ^f	•	
Bacterias aerobias totales ^e	Conteo en placa UFC/ml ^f	•	
Coliformes totales	NMP/100 ml ^f	•	
Coliformes fecales	NMP/100 ml ^f	•	

^a Resultados expresados en mg/l para muestras de agua y mg/Kg para muestras de sedimento; ^b en algunos elementos la unidad es μg/l ó μg/Kg según corresponda; ^c en las determinaciones de la campaña de febrero/2018 se incluyó al Flúor; ^d Consiste en determinación de presencia/ausencia; ^e En Unidades Formadoras de Colonias (UFC/ml); ^f Las determinaciones microbiológicas se realizaron según lo propuesto por el manual EPA600/8-78-017 Microbiological Methods for Monitoring the Environment.

Tabla 2.4. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio para los diferentes parámetros fisicoquímicos de interés, en las muestras de agua y sedimento.

PARÁMETRO	UMBRAL	AGUA	SEDIM
pH	Sin umbral	•	•
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,5	•	•
STD (mg/l)	20,0	•	
Alcalinidad Total CaCO_3 (mg/l)	0,1	•	
Dureza de CaCO_3 (mg/l)	0,1	•	
Carbonato ^a	1,0	•	•
Bicarbonato ^a	1,0	•	•
Calcio ^a	1,0	•	•
Magnesio ^a	1,0	•	•
Sodio ^a	1,0	•	•
Potasio ^a	1,0	•	•
Cloruro ^a	1,5	•	•
Sulfato ^a	1,0	•	•
Nitrato ^a	0,1	•	•
SST (mg/l)	1,0	•	
Amonio (mg/l)	0,05	•	
Flúor (mg/l)	0,01	•	
N Total (mg/l)	0,05	•	
P Total (mg/l)	0,01	•	
Fosfato (mg/l)	0,01	•	
Nitrito (mg/l)	0,001	•	
DBO ₅ (mg/l)	0,3	•	
DQO (mg/l)	16,0	•	
Materia Orgánica (%)	1,0	•	
Hidrocarburos Totales ^a	0,5 / 20,0 ^c	•	•
Metales pesados ^{a,b}	variable ^d	•	•
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	presencia/ausencia	•	
Bacterias aerobias (UFC/ml)	10	•	
Coliformes Tot. (NMP/100 mL)	3	•	
Coliformes Fec. (NMP/100 mL)	3	•	

^a Resultados expresados en mg/l para muestras de agua y mg/Kg para muestras de sedimento; ^b en algunos elementos con bajas concentraciones la unidad es $\mu\text{g}/\text{L}$ o $\mu\text{g}/\text{Kg}$; ^c el primer umbral corresponde a la detección mínima en agua, la segunda a sedimentos.

2.5.3. Análisis de datos. Se realizó un balance eléctrico en unidades expresadas en meq/l, a partir de los factores de conversión mg/l a meq/l presentados en Tabla 2.5, y el respectivo cálculo porcentual de errores de la concentración de iones más importantes para comprobar la confianza de los análisis de laboratorio (Freeze & Cherry, 1979; Custodio, 2001; Appelo & Postma, 2004; Rice *et al.*, 2017), [Ec.1]:

$$r (CO_3H^- + Cl^- + NO_3^- + SO_4^{=}) = r (Ca^{2+} + Na^+ + K^+ + Mg^{2+})$$

$$Error (\%) = 100 * \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones}$$

Tabla 2.5. Factores de conversión de unidades de concentración de iones en muestras de agua entre mg/l y meq/l, utilizados para diferentes cálculos (Hem, 1970; 1985).

IONES	meq/l por mg/l
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	0,01639
Sulfato (SO ₄ ⁼)	0,02082
Carbonato (CO ₃ ⁼)	0,03333
Cloruro (Cl ⁻)	0,02821
Nitrato (NO ₃ ⁻)	0,01613
Sodio (Na ⁺)	0,04350
Potasio (K ⁺)	0,02558
Calcio (Ca ²⁺)	0,04990
Magnesio (Mg ²⁺)	0,08229

Se realizó una segunda comprobación teórica para evaluar la confianza de resultados analíticos de laboratorio mediante la siguiente prueba (Custodio, 2001), [Ec.2]:

$$CE (\mu S/cm) a 18^{\circ}C = Residuo_{seco} (mg/l) * 1,4$$

Se realizó una caracterización de las aguas a partir de la interpretación de datos químicos mediante las representaciones de Piper, Stiff y Schoeller–Berkaloff (Piper, 1944; Hem, 1970; 1985; Dissanayake & Weerasooriya, 1985; Custodio, 2001) utilizando las herramientas *EasyQuim v5.0* desarrollado por el Grupo de Hidrología Subterránea de Universitat Politècnica de Catalunya (GHS, 2012) y *Diagrammes 2014* desarrollado por el Laboratoire d'Hydrogéochimie d'Avignon (Université d'Avignon, 2014). Éstas se complementaron con clasificaciones simples a partir de la temperatura, dureza y residuo seco (Custodio, 2001).

Para la descripción y clasificación de aguas según alcalinidad, grado de mineralización y riesgo de salinidad, se utilizaron las referencias presentadas en Tablas 2.6 a 2.9. Para la evaluación de su aptitud de uso agropecuario se utilizó el esquema de Riverside (USDA, 1954). Las relaciones de conversión utilizadas para los diferentes elementos de mg/l a meq/l son los representados en Tabla 2.5.

Tabla 2.6. Clasificación de aguas según su alcalinidad de CaCO_3 . Adaptado de EPA (1986), OECD (2007), Weiner (2008).

Concentración en mg/l	Capacidad amortiguadora	Rango de alcalinidad
20 – 25	Mínimo aceptable	
< 20 – 25	Pobremente amortiguadas	Baja
25 – 41	Moderadamente amortiguadas	
41 – 100		Media – baja
100 – 150	Muy amortiguadas	Media – alta
> 250		Alta

Tabla 2.7. Valoración del grado de mineralización de aguas según CE y concentración de STD (Van der Aa, 2003).

CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	STD (mg/l)	Grado de mineralización
< 77	< 50	Muy baja
77 – 769	50 – 500	Baja
769 – 2.308	500 – 1.500	Intermedia
> 2.308	> 1.500	Elevada

Tabla 2.8. Síntesis de parámetros de conductividad y rangos de evaluación según riesgo para la irrigación. Adaptado de Avellaneda *et al.* (2004).

CE (μS/cm)	USDA (1954)	CCUC (1972)	Thorne-Peterson (1954)	Ayers-Westcot (FAO, 1987)
< 250	1 – Baja	1 – Baja	1 – Baja	1 – Sin problemas
250 – 750	2 – Media		2 – Moderada	
750 – 1.500	3 – Alta	2 – Media	3 – Mediana	2 – Problemas crecientes
1.500 – 2.250		3 – Alta		
2.250 – 3.000	4 – Muy alta	4 – Muy Alta	5 – Muy Alta	
3.000 – 4.000			6 – Excesiva	
4.000 – 6.000				
> 6.000				

En todos los casos analizados en la presente obra la CE refiere a los datos tomados en campo mediante sonda multiparamétrica.

Se ensayaron diferentes dendrogramas para analizar el agrupamiento potencial de aguas de la RH13 a través de la rutina de matrices y distancias (cluster analysis, CA) con PAST v3.16.2017 a fin de analizar la posibilidad de homogeneidad en sus atributos (Güler *et al.*, 2002; Sánchez Sánchez *et al.*, 2015). El CA consiste en una herramienta estadística que permite clasificar datos en grupos de acuerdo con similitudes que los hacen homogéneos entre sí y distintos de otros grupos posibles (Subyani & Al-Ahmadi, 2009). En todos los casos, el algoritmo utilizado fue UPGMA y el índice de similaridad euclídeo. Los diferentes de CA análisis se enfocaron en agrupamientos de datos físicos, químicos y/o microbiológicos según intereses específicos. Así, por ejemplo para agrupamientos de interés agropecuario se utilizaron pH, CE, STD, RAS y concentración de iones mayoritarios; para explorar posibles agrupamientos de interés ecosistémico, además de los mencionados se incluyó la batería de metales pesados, TPH, DBO₅, y DQO (Tabla 2.1).

Se condujeron análisis de componentes principales (CP) para evaluar la relevancia de los parámetros incluidos en las pruebas de CA, a través de autovectores y autovalores.

Tabla 2.9. Clasificación de aguas según su dureza de CaCO₃ expresada en mg/l según rangos propuestos por diversas fuentes (WHO, 2011).

Rango de dureza	EPA (1994)	USEPA (1976)
Blanda	0 – 75	0 – 60
Moderadamente dura	75 – 150	61 – 120
Dura	150 – 300	121 – 180
Muy dura	> 300	> 181

Para la evaluación del riesgo de sodicidad durante la aplicación de aguas en riego se utilizaron la relación de adsorción de sodio (RAS) y el coeficiente de álkalí (*k*), según las expresiones y clasificaciones propuestas por Avellaneda *et al.* (2004). Para el primer caso se aplicó la siguiente ecuación con unidades de concentración expresadas en meq/l, [Ec.3]:

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

En el segundo caso se aplicaron las siguientes ecuaciones de acuerdo a la relación existente entre iones, así para concentraciones en meq/l de $Na < Cl$, se aplica la [Ec.4]:

$$k = \frac{57,5}{Cl}$$

Para $Na > Cl$ pero $Na < (Cl + SO_4)$, la [Ec.5]:

$$k = \frac{288,0}{(Na + 4 * Cl)}$$

Finalmente, para $Na > (Cl + SO_4)$, la [Ec.6]:

$$k = \frac{288,0}{(10 * Na) - (5 * Cl + 9 * SO_4)}$$

También se aplicó la propuesta de Wilcox (1955) para la determinación del riesgo sódico a partir del porcentaje de sodio soluble (PSS), [Ec.7], (Avellaneda *et al.*, 2004):

$$PSS = \frac{Na}{\sum cationes} * 100$$

2.6. Complementación con datos físicos y químicos del sector chileno

Se analizó el registro público disponible de información sobre calidad de aguas superficiales en el sector chileno de la RH13, bajo administración de la Dirección General de Aguas de Chile en Magallanes (DGA, 2018) durante las fechas de campaña del presente proyecto: (a) Río Penitente sección 'Morro Chico', (b) Río Rubens sección 'Ruta Nacional 9' y (c) Ci Aike, sección 'Antes de la Frontera' (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Ubicación geográfica de estaciones de monitoreo de calidad de agua en el sector chileno de la RH13 y fechas de análisis físicos y químicos disponibles a través del servicio oficial de información de aguas de la región (DGA, 2018) en momentos cercanos a la campañas 1 en agosto de 2017 (C1) y la campaña 2 en febrero de 2018 (C2).

Estación	Latitud	Longitud	Fecha análisis
Rio Penitente	-52,0511°	-71,4247°	22/08/2017 (C1) 22/01/2018 (C2)
Rio Rubens	-52,0300°	-71,9414°	22/08/2017 (C1) 22/01/2018 (C2)
Rio Ci Aike (Chico en Argentina)	-52,0431°	-70,0581°	14/08/2017 (C1) 12/02/2018 (C2)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Prueba de confianza de los análisis de laboratorio

Los análisis conducidos sobre muestras de agua en ambas campañas [Ec.1] arrojaron un error promedio en el balance de cargas (condición de electroneutralidad) de 4,45% ($\bar{\sigma}$ = 2,15; $cv\%$ = 48,3) para los muestreos realizados en la primer campaña (agosto de 2017, C1) y de 3,83% ($\bar{\sigma}$ = 3,23; $cv\%$ = 84,5) para la segunda (febrero de 2018, C2). En la casi totalidad de muestras los errores se mantuvieron dentro de los umbrales de admisibilidad planteados por Custodio (2001), en función de rangos de conductividad eléctrica (CE) de referencia, con la sola excepción de una sola muestra procedente del tramo bajo del río Chico (CLK2x en febrero de 2018).

Las pruebas realizadas mediante [Ec.2] resultaron en un promedio de 1,05 ($\bar{\sigma}$ = 0,07; $cv\%$ = 6,3) para las muestras procedentes de la C1 y de 1,14 ($\bar{\sigma}$ = 0,10; $cv\%$ = 8,1) para la C2. En todos los casos pueden considerarse los resultados como satisfactorios y confiables para sus análisis e interpretaciones posteriores.

3.2. Producción estacional de agua

La producción de agua promedio durante los días de realización de la campaña 1 se ubicó en torno a los 30,0 a 36,8 m³/s dependiendo de las oscilaciones diarias y el tramo considerado a lo largo del curso principal del río Gallegos (Figuras 2.1 y 3.1). Las determinaciones hidrométricas en las secciones RUBA (río Rubens tramo inferior) y PEBA (río Penitente en su tramo inferior) durante la campaña mostraron caudales medios de entre 17,01 y 19,8 m³/s respectivamente. Estos valores resultaron, para las mismas fechas y horas, ligeramente más bajos que los registrados en las estaciones dependientes de la DGA (2018), con 19,1 y 22,1 m³/s, respectivamente. La producción conjunta de aguas permite estimar un caudal medio teórico de 36,8 m³/s en el paraje Puente Blanco, naciente del río Gallegos. Aguas debajo de esta confluencia se constató un aporte de un caudal promedio de 8,2 m³/s del río Turbio. Los ríos de estepa contribuyeron con reducidos caudales en estas fechas pero que en su conjunto permitieron mantener un caudal medio de unos 30,3 m³/s en el tramo medio del río Gallegos.

El total de determinaciones hidrométricas realizadas en el presente trabajo resultó consistente con registros generados en similares fechas, como parte de estudios precedentes (INTA & UNPA, 2012-2015) y cuando se los comparo para similares momentos con los registros generados por estaciones fijas de la DGA (2018). Sin embargo se presentaron fuertes inconsistencias con los registros procedentes de las estaciones hidrométricas fijas dependientes de la red nacional ubicadas en los parajes Puente Blanco (nacientes del río Gallegos) y Palermo Aike (tramo inferior de la RH13), que requerirán de revisiones posteriores, fuera de los alcances y objetivos del presente estudio.

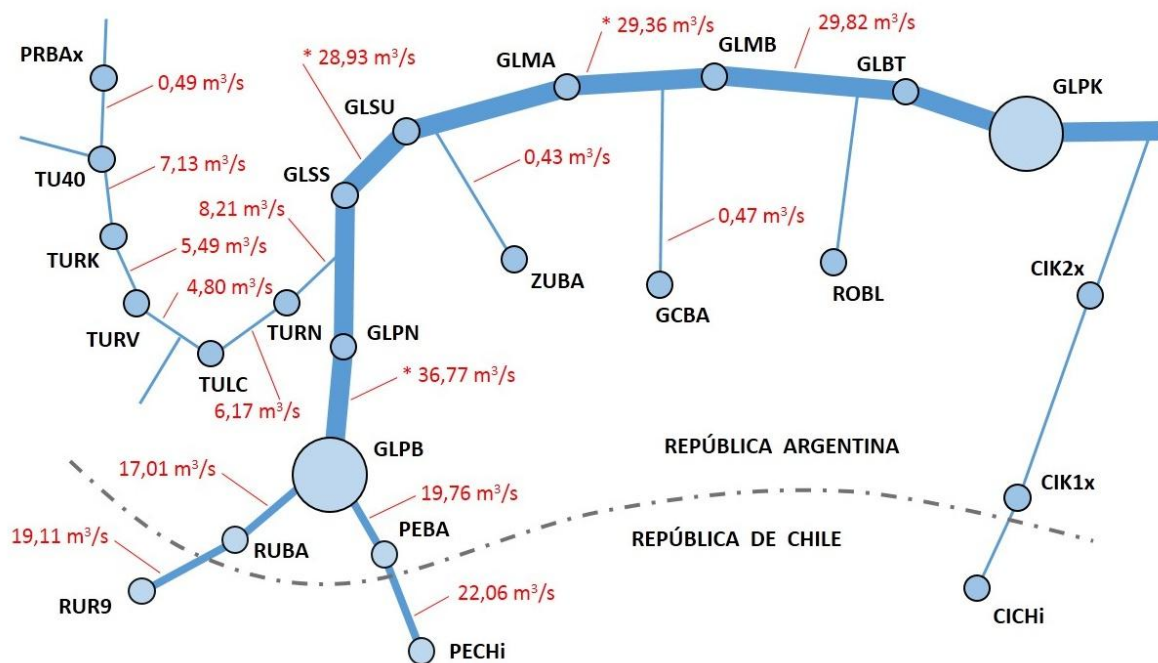


Figura 3.1. Distribución de caudales medios determinados en las diferentes secciones de estudio durante la campaña de agosto de 2017. (*) Representan estimaciones y/o cálculos a partir de registros en secciones vecinas, durante similares días de campaña.

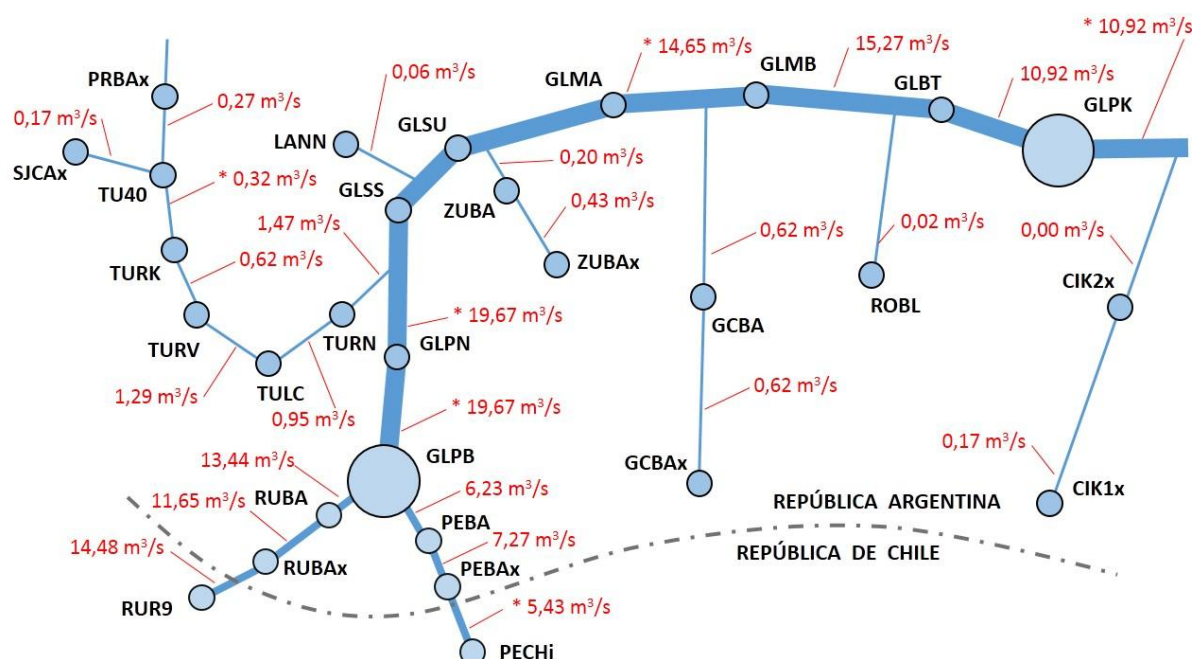


Figura 3.2. Distribución de caudales medios determinados en las diferentes secciones de estudio durante la campaña de febrero de 2018. (*) Representan estimaciones y/o cálculos a partir de registros en secciones vecinas, durante similares días de campaña.

3.3. Propiedades físicas de las aguas en la RH13

3.3.1. Temperatura. La temperatura del ambiente ejerce una influencia decisiva en la actividad biológica y el crecimiento condicionando así cuales formas de vida existen, su densidad poblacional y relaciones entre componentes (Poole & Berman, 2001). La temperatura en aguas naturales que fluyen oscila diaria y estacionalmente como así también entre diferentes localizaciones de un mismo curso, para un mismo momento e incluso dentro de un perfil para una sección en particular como resultado de la interacción de una multiplicidad de factores como la meteorología (macro, meso y aún micro), las características y composición de lecho y riberas (en particular de su vegetación) y el tipo y fuente de aportes de agua (Allan & Castillo, 2007). También así pueden presentar importantes variaciones como consecuencia de vertidos y otras intervenciones antrópicas.

La temperatura en una corriente de agua en un momento determinado es una función de energía calórica contenida en un volumen o un caudal de descarga determinado y como consecuencia la relación entre ambos es fuerte (Poole & Berman, 2001). Ello determina la gran importancia de su conocimiento y regulación como parte del control en el manejo de las actividades que impactan sobre cursos y cuerpos de agua en una cuenca (Coutant, 1999).

Las temperaturas de las aguas registradas durante las campañas oscilaron en término promedio entre valores de $3,6 \pm 1,7$ °C (cv%= 47,3) para C1 (agosto de 2017); de $12,8 \pm 1,7$ °C (cv%= 13,2) y $9,5 \pm 1,2$ °C (cv%= 13,1) para C2 (febrero y marzo de 2018, respectivamente). En cada caso representan tan solo una referencia ambiental para los momentos de toma de muestras dado que no se dispone de registros continuos de temperaturas de agua y aire para ninguna locación que permita establecer la representatividad y vínculo entre éstas en tiempo y espacio.

3.3.2. Conductividad eléctrica. La mayor proporción de aguas analizadas en la campaña 1 (C1) presentaron valores promedio de CE por debajo de los 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con escasas excepciones por encima de estos valores como lo observado en los tributarios Gallegos Chico (sección GCBA) y El Zurdo (ZUBA) con promedios entorno a los 468 y 598 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente (Tabla 3.1). Estos valores permiten clasificarlas mayormente como aguas de baja mineralización y tan solo a ZUBA como de mineralización intermedia (Tabla 2.6).

Analizados en conjunto para la C1, los datos obtenidos de CE no evidenciaron un gradiente geográfico particular de las aguas dentro de la región hidrográfica aunque sí un claro agrupamiento de situaciones (Figura 3.3). Así por ejemplo, El Zurdo y el Gallegos Chico, ambos cursos tributarios de estepa del río Gallegos mostraron los valores claramente más altos de CE de la región, seguidos por el conjunto de aguas del río Turbio ($\overline{\text{CE}}=191,7 \pm 17,1$), el Primavera ($\text{CE}= 119,5$) y finalmente el conjunto de aguas analizadas en el curso del Gallegos ($\overline{\text{CE}}=104,4 \pm 28,3$). En este último caso si resulta clara una tendencia al incremento en los valores medios de CE conforme el curso fluye hacia el Mar (Figura 3.3), con una correlación (Pearson) de +0,932 ($r^2=0,869$).

Tabla 3.1. Parámetros físicos de las aguas superficiales en secciones analizadas en el curso principal del río Gallegos y tributarios más importantes en la RH13 durante agosto de 2017 (C1) y febrero de 2018 (C2). Expresión de unidades: ^a Conductividad Específica a 25° en $\mu\text{S}/\text{cm}$; ^b mg/l ; ^c Temperatura media superficial en el momento de muestreo, en grados centígrados; ^d NTU; ^e dato promediado entre estaciones inmediatas aguas arriba y debajo del mismo curso.

SECCION	CE25 ^a		TEMP ^c		TURB ^d		STD ^b		SST ^b	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2
PRBA	119,5	150,0	1,02	15,2	sd	1	125,0	100,0	<1,0	1,0
TU40	184,0	509,0	1,78	12,2	sd	5	143,5	327,0	<1,0	5,0
TURV	186,0	419,0	1,23	13,6	sd	1	146,5	257,0	1,0	1,0
TURK	184,5	458,0	3,78	14,1	sd	2	137,0	257,0	<1,0	2,0
TULC	222,0	362,5 ^e	5,70	sd	sd	2	180,0	183,0	<1,0	2,0
TURN	182,0	306,0	3,46	9,7	sd	2	143,5	160,0	<1,0	2,0
RUBA	75,0	66,0	5,39	12,6	sd	1	98,0	27,0	<1,0	1,0
PEBA	75,5	83,0	2,93	11,8	sd	1	78,4	40,0	<1,0	1,0
GLPB	74,5	84,0	1,58	12,2	sd	2	76,7	67,0	<1,0	2,0
GLPN	71,0	60,0	1,45	11,6	sd	3	76,7	50,0	<1,0	3,0
GLSS	89,0	110,0	3,47	11,3	sd	2	95,0	70,0	<1,0	2,0
GLSU	95,5	74,0	3,62	11,3	sd	2	93,0	77,0	<1,0	2,0
GLMA	127,0	123,0	5,48	12,6	sd	2	120,0	93,0	<1,0	2,0
GLMB	116,0	140,0	5,28	13,5	sd	1	56,7	87,0	<1,0	1,0
GLBT	140,0	141,0	4,81	13,9	sd	2	127,0	93,0	<1,0	2,0
GLPK	128,0	122,0	4,44	16,2	sd	1	100,0	83,0	<1,0	1,0
ZUBA	597,5	323,0	3,93	10,0	sd	1	385,0	200,0	<1,0	1,0
GCBA	467,5	384,0	6,08	16,0	sd	1	165,0	210,0	<1,0	1,0

En febrero de 2018 las aguas de la región evidenciaron un ligero incremento en la CE promedio, ubicándose entorno a los 268,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ si bien con una mayor variabilidad espacial respecto a lo observado a finales del invierno ($\bar{C} = 218,0$; $\text{cv}\% = 81,2$), (Figura 3.4). Los ríos de estepa mostraron una importante caída desde los valores medios de invierno para los ríos Gallegos Chico (GCBA) y El Zurdo (ZUBA) a valores de 384,0 y 323,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, durante el verano (Tabla 3.1). El comportamiento promedio de la CE en los restantes ríos de la región fue de incremento aunque con diversas magnitudes, desde poco relevantes como en la totalidad de secciones del curso principal del río Gallegos con una $\text{CE}_{\bar{x}} = 111,1 \pm 31,5$ y el arroyo Primavera ($\text{CE} = 150,0$) hasta importantes como lo observado en las secciones monitoreadas en el río Turbio, con una $\text{CE}_{\bar{x}} = 410,9 \pm 79,5$ (Figura 3.4). En este grupo de aguas muestreadas, con la excepción de una estación (TU40) todas presentaron una mineralización baja (Tabla 2.6).

3.3.3. Sólidos disueltos y en suspensión. Los sólidos en suspensión así como los disueltos suelen estar presentes en casi todas las aguas naturales. Representan una fuente de contaminación dados los impactos negativos que generan en los cursos, en especial cuando se los encuentra en altas concentraciones si bien también representan una forma para el transporte de elementos químicos asociados a las partículas, entre ellos algunos nutrientes, y de tal forma pueden cumplir funciones ecológicas importantes (Sullivan, 2000; EPA; 2003).

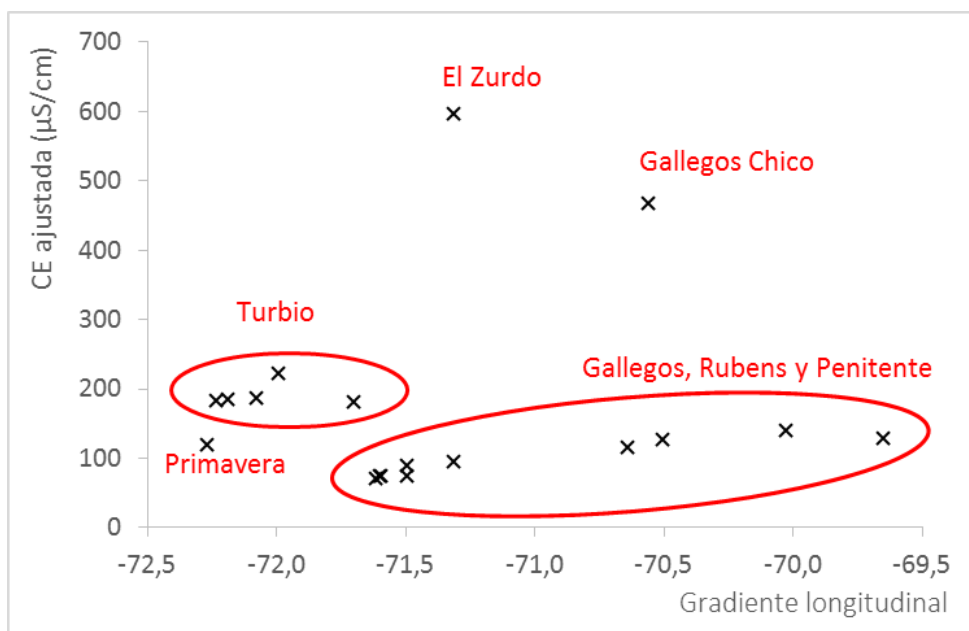


Figura 3.3. Dinámica de la CE (ajustada a 25°C) en cursos superficiales de la RH13, en un gradiente longitudinal desde el extremo oeste en las nacientes de los cursos Primavera y Turbio (izquierda) hasta el límite este en la desembocadura del río Gallegos en el estuario homónimo (derecha), durante agosto de 2017.

En ninguno de los cursos analizados durante la campaña C1, la concentración de SST superó el 1 mg/l registrándose la mayoría de las observaciones por debajo del umbral de detección (Tablas 2.3 y 3.1). Durante la campaña C2 la situación cambió ligeramente para casi todos los cursos analizados distribuyéndose los valores de concentración mayormente entre 1,0 y 3,0 mg/l para la casi totalidad de aguas. La única excepción a esta situación la representó la muestra procedente de la sección TU40 del río Turbio, aguas debajo de la confluencia de los arroyos Primavera (PRBA) y San José (SJCAx), con un valor máximo de 5,0 mg/l. Si bien durante la campaña C2 las velocidades medias y caudales de las corrientes resultaron menores a las propias de la C1 y con ello podría esperarse una mayor sedimentación, también resulta posible una concentración de los materiales transportados en suspensión, lo que permitiría comprender las diferencias entre campañas de muestreo. No obstante esto, los valores de concentración se

mantienen aún durante la estación seca para la región, en niveles bajos según los estándares de referencia para aguas naturales (ver Anexo II). La producción de STD resultó en un promedio de 112,8 mg/l ($\sigma=90,1$; $cv=79,1\%$) para toda la región durante la campaña C1, con un relativo sesgo hacia mayores concentraciones promedio en las aguas del río Turbio ($STD\bar{x}=145,9$ mg/l; $\sigma=18,4$; $cv=12,6\%$) y una situación opuesta en las aguas del río Gallegos ($STD\bar{x}=93,1$ mg/l; $\sigma=23,3$; $cv=25,0\%$), (Tabla 3.1). Los ríos Rubens y Penitente acusaron algunas de las concentraciones más bajas de la región durante la salida del invierno, entre 98,0 y 78,4 mg/l respectivamente, determinando con ello el comportamiento propio en las primeras secciones del Gallegos, con valores próximos entre si en el rango de 76,7 a 95,0 mg/l) antes de la afluencia de El Zurdo. Éste último es el de la mayor producción de sólidos durante el invierno con unos 385 mg/l y cuya influencia logró evidenciarse en el río Gallegos aguas debajo de su afluencia (sección GLMA), (Figura 3.5).

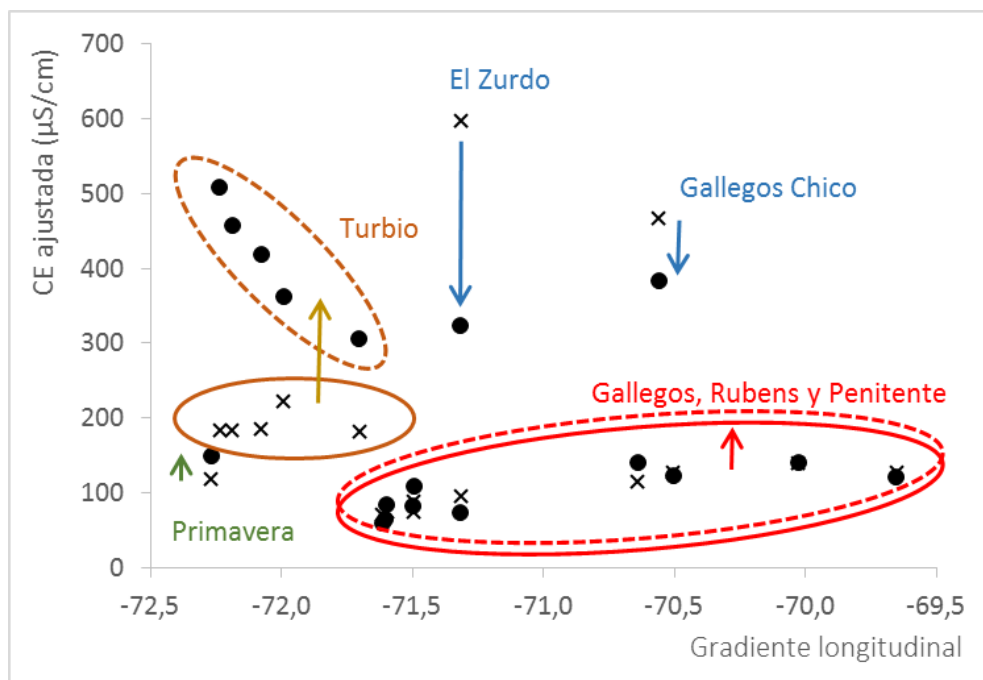


FIGURA 3.4. Dinámica de la CE específica en cursos superficiales de la RH13, en un gradiente longitudinal desde el extremo oeste, en las nacientes de los cursos Primavera y Turbio (izquierda) hasta el límite este, en la desembocadura del río Gallegos en el estuario homónimo (derecha), durante ambas campañas. Las flechas representan el desplazamiento de valores promedio entre los registros de agosto de 2017 hacia febrero de 2018 para las mismas secciones analizadas en ambos momentos.

Tanto a lo largo del curso principal del río Gallegos como del río Turbio se presentaron tendencias crecientes en las concentraciones de STD durante el invierno, desde sus respectivas nacientes y hasta sus desembocaduras. En el primer caso citado la tendencia es más evidente si bien la regresión ajustada acusa una

importante variabilidad a lo largo del recorrido. Como se mencionó, las descargas del río El Zurdo logran evidenciarse como saltos en la concentración de STD en el Gallegos (sección GLMA) de igual forma que las del río Turbio (sección GLSS), (Figura 3.6).

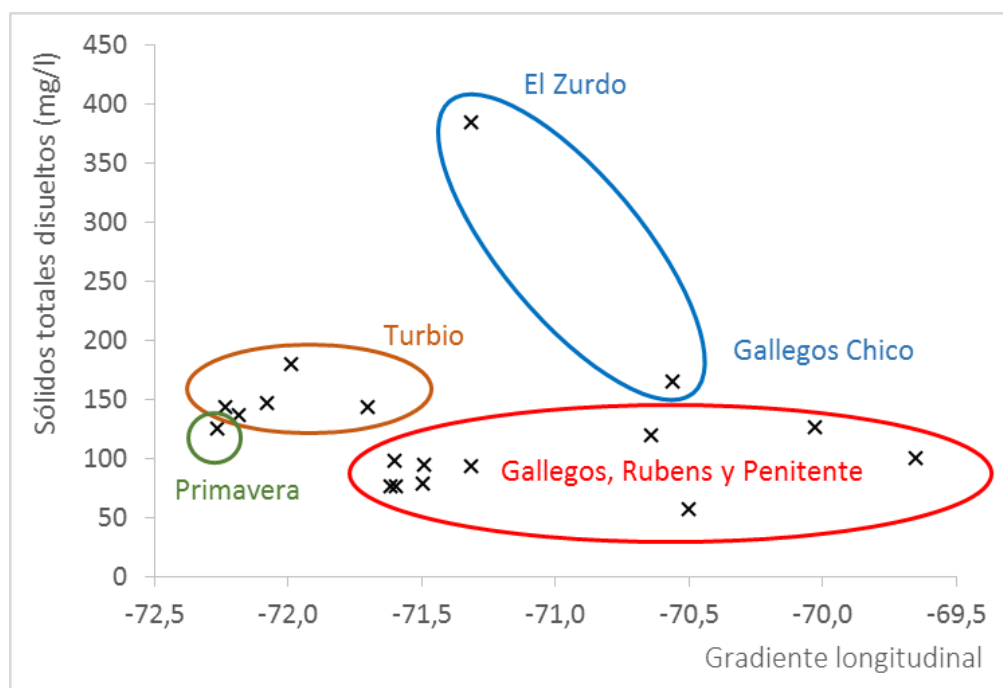


Figura 3.5. Dinámica espacial de los STD en cursos superficiales de la RH13, en un gradiente longitudinal desde el extremo oeste en las nacientes de los cursos Primavera y Turbio (izquierda) hasta el límite este en la desembocadura del río Gallegos en el estuario homónimo (derecha), durante la campaña C1 (2017).

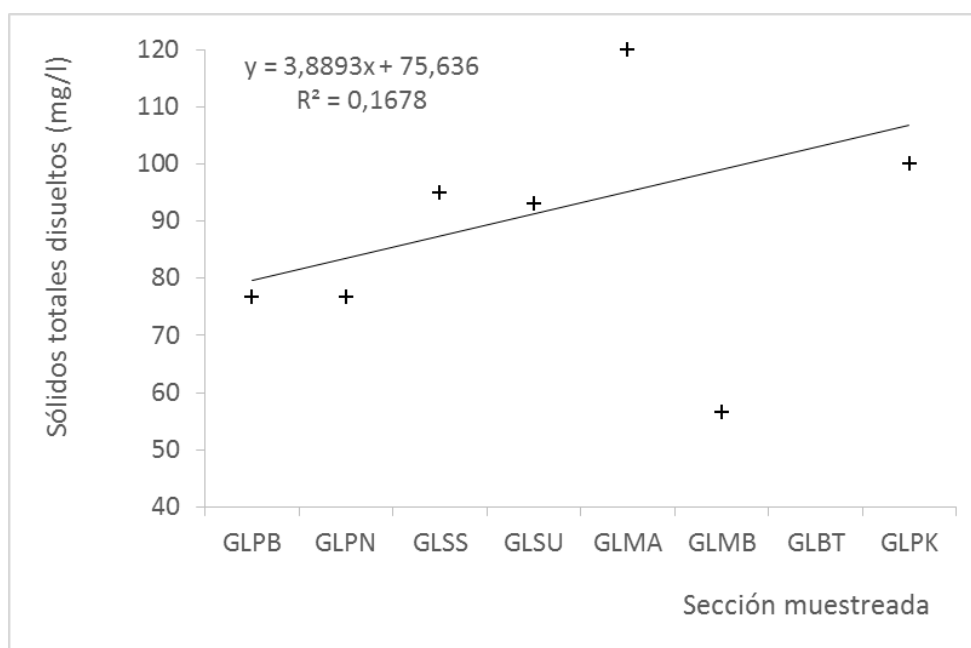


Figura 3.6. Distribución de valores de STD en un gradiente de secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Gallegos desde su nacimiento en la confluencia de los ríos Rubens y Penitente (extremo izquierdo), y hasta su desembocadura en el estuario (extremo derecho) durante agosto de 2017. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

En el conjunto de secciones muestreadas en el río Turbio también es evidente una tendencia hacia mayores concentraciones de los STD en su recorrido (Figura 3.7), especialmente a partir de la sección TULC en la cual durante el invierno existe una importante descarga desde la región de influencia de laguna Huergo (Figura 3.2) y que probablemente permita explicarla.

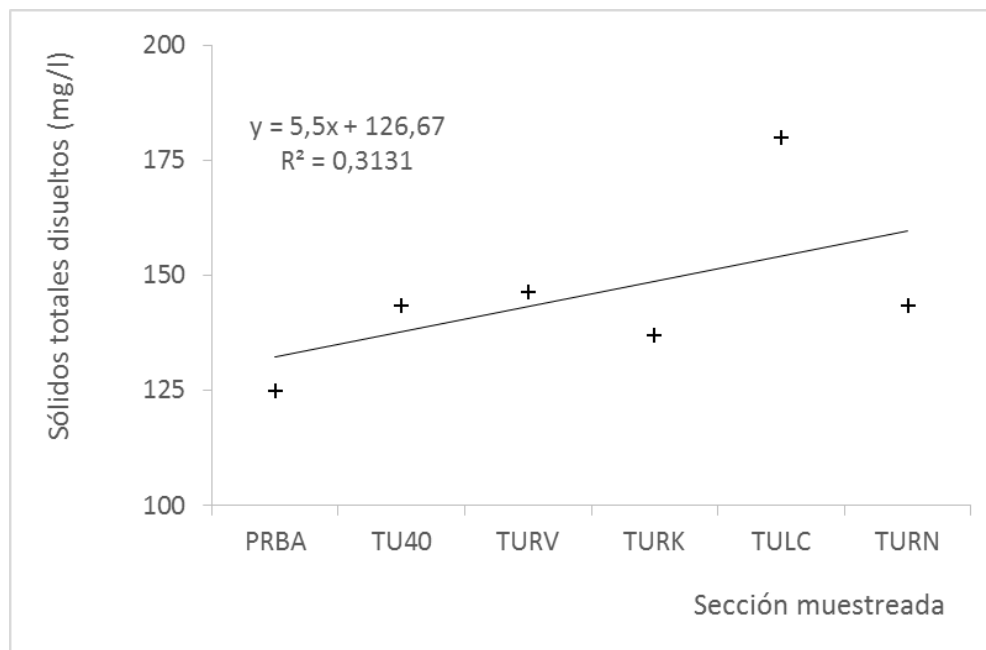


Figura 3.7. Distribución de valores de STD en un gradiente de secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Turbio y su tributario Primavera (extremo izquierdo), previo a su desembocadura en el río Gallegos (extremo derecho) durante la campaña de invierno de 2017. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

Durante la campaña C2 se notaron algunos comportamientos divergentes en los diferentes cursos. En términos generales, las aguas de los ríos Rubens, Penitente, Primavera, El Zurdo y la casi totalidad de secciones en el Gallegos (con la única excepción de GLMB) evidenciaron un descenso en la producción de STD. Una de las bajas más notorias fue el caso de El Zurdo ($STD_{\text{agosto}} = 385,0 \text{ mg/l}$ a $STD_{\text{febrero}} = 200,0 \text{ mg/L}$), seguido por el Primavera ($STD_{\text{agosto}} = 125,0 \text{ mg/l}$ a $STD_{\text{febrero}} = 100,0 \text{ mg/L}$) y finalmente el promedio de las secciones del Gallegos ($STD_{\text{agosto}} = 93,1 \text{ mg/l}$ a $STD_{\text{febrero}} = 77,5 \text{ mg/L}$), (Figura 3.8, Tabla 3.1). Sin embargo en términos del conjunto de aguas de la región, el promedio de producción de STD fue más elevado en el verano con un $STD_{\bar{x}} = 164,6 \text{ mg/l}$ ($\bar{\sigma} = 128,9$; $cv = 78,3\%$) y en donde principalmente las aguas del río Turbio jugaron un rol importante con un $STD_{\bar{x}} = 296,0 \text{ mg/l}$ ($\bar{\sigma} = 164,9$; $cv = 61,3\%$), (Figura 3.8), el doble en promedio de la concentración determinada durante el invierno. En esta estación una parte importante de estos valores fueron aportados por el arroyo San José (sin caudal aportado durante la campaña C1) que si bien tampoco tuvo durante la campaña C2 un caudal significativo ($\sim 100 \text{ l/s}$), si lo fue el aporte de $STD_{\text{febrero}} = 603 \text{ mg/l}$. Las aguas del arroyo Primavera contribuyeron a atenuar sus efectos, dando en el conjunto una tendencia decreciente en términos de concentración hasta su desembocadura en el río Gallegos (Figura 3.9), contrario a lo observado en el invierno.

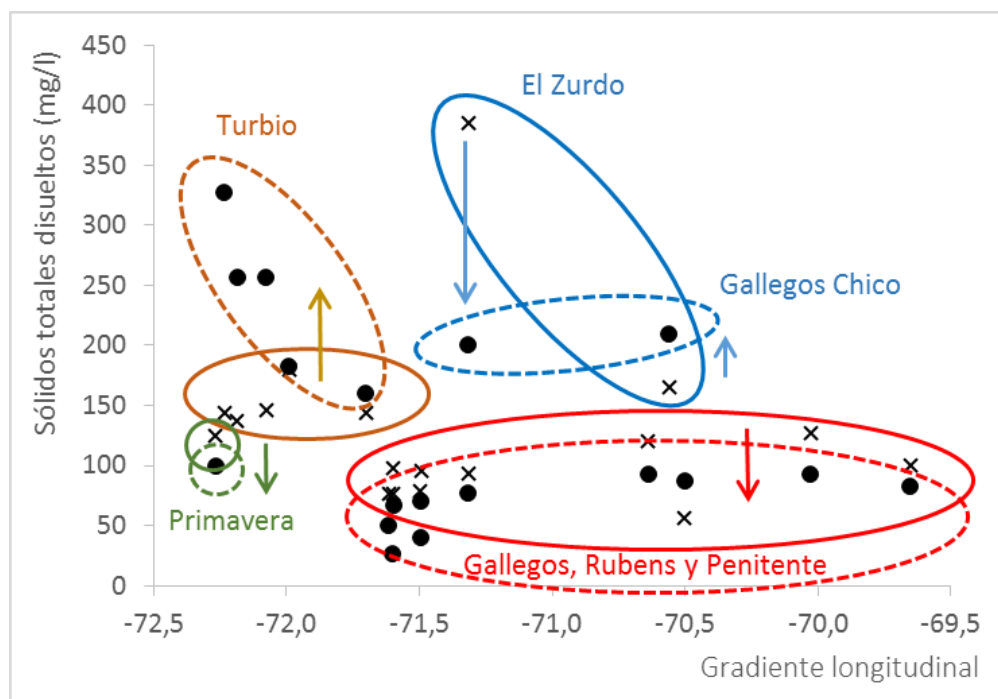


FIGURA 3.8. Dinámica de los STD en cursos superficiales de la RH13, en un gradiente longitudinal desde el extremo oeste, en las nacientes de los cursos Primavera y Turbio (izquierda) hasta el límite este, en la desembocadura del río Gallegos en el estuario homónimo (derecha), durante ambas campañas. Las flechas representan el desplazamiento de valores promedio entre los registros de agosto de 2017 hacia febrero de 2018 para las mismas secciones analizadas en ambos momentos.

En las aguas del río Gallegos, la concentración de STD tendió a incrementarse conforme fluye durante el verano en su recorrido hacia su desembocadura (Figura 3.10).

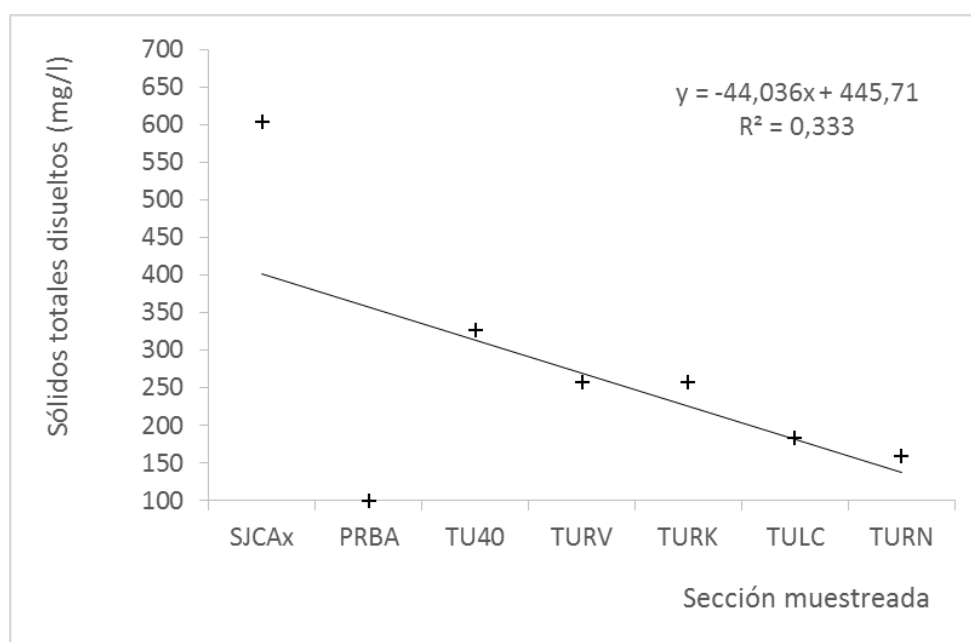


Figura 3.9. Distribución de valores de STD en un gradiente de secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Turbio y su tributario Primavera (extremo izquierdo), previo a su desembocadura en el río Gallegos (extremo derecho) durante la campaña C2 en febrero de 2018. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

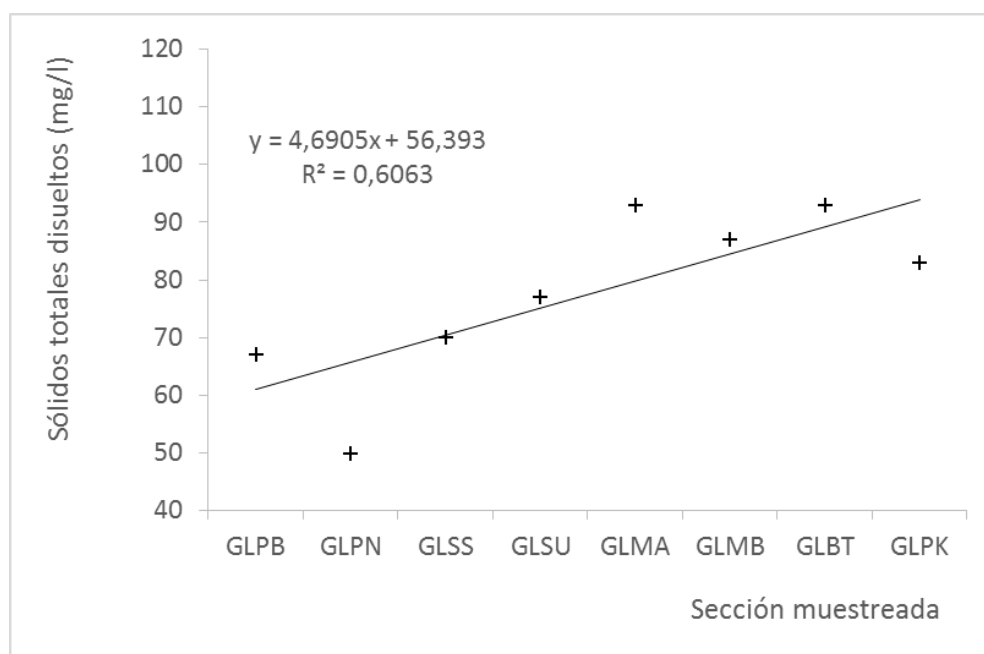


Figura 3.10. Distribución de valores de STD en un gradiente de secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Turbio y su tributario Primavera (extremo izquierdo), previo a su desembocadura en el río Gallegos (extremo derecho) durante la campaña de verano de 2018. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

3.4. Propiedades químicas de las aguas en la RH13

3.4.1. pH. Las aguas de la región se presentaron próximas a la neutralidad en ambas campañas, con un pH promedio de 7,38 ($\bar{\sigma}=0,39$; $cv= 5,3\%$) para las 18 secciones analizadas durante el invierno de 2017 y de 7,64 ($\bar{\sigma}=0,80$; $cv= 10,4\%$) para las 30 secciones estudiadas durante el verano de 2018 (Tabla 3.2). En el primer caso (C1), los valores más bajos se encontraron en el río Rubens (RUBA= 6,88) y en las primeras secciones aguas arriba del río Gallegos (GLPB= 6,66; GLPN= 7,17) si bien se presentó una tendencia creciente del pH hasta alcanzar un valor extremo de 7,44 en su desembocadura (GLPK), en un gradiente relativamente constante para todas las secciones muestreadas a lo largo de su recorrido (Figura 3.11). De igual forma que lo observado con la conductividad eléctrica, el total de secciones del Gallegos tendió a mantenerse entorno a valores medios que resultan afectados por los aportes de El Zurdo (ZUBA= 7,80) y el Gallegos Chico (GCBA= 8,83), cuyos registros fueron los más elevados de la RH13, no obstante su bajo caudal invernal. Así, estos aportes aguas arriba de las secciones GLMA y GLMB hacen notar ligeros saltos en el pH del Gallegos, como con el CE (Tabla 3.1) que se moderaron en las subsiguientes secciones.

El pH promedio a lo largo del recorrido del Gallegos observado durante el invierno ($pH= 7,29$; $\bar{\sigma}=0,32$; $cv= 4,4\%$) se aproximó más a la neutralidad durante el verano ($pH= 7,00$; $\bar{\sigma}=0,77$; $cv= 11,0\%$) si bien acusando una mayor variabilidad entre secciones e invirtiendo la tendencia observada durante el invierno (Figura 3.11). Los mayores contribuyentes de caudal en esta estación incrementaron sensiblemente su pH (RUBA= 7,69; PEBA= 7,95) y en forma más notoria los tributarios menores si bien durante el estiaje sus respectivos caudales tendieron a ser muy bajos (ZUBA= 8,34; GCBA= 8,90) o despreciables (ROBL=7,82), (Tabla 3.2).

El pH promedio del Turbio a lo largo de su curso durante el invierno ($pH= 7,39$; $\bar{\sigma}=0,14$; $cv= 1,9\%$) experimentó un importante salto hacia la alcalinidad durante el verano ($pH= 8,03$; $\bar{\sigma}=0,31$; $cv= 3,9\%$) no a expensas de su principal tributario en caudal como es el arroyo Primavera que se mantuvo en ambas campañas entorno al mismo valor (PRBA= 5,51) sino principalmente a consecuencia del pH del arroyo San José (SJCAx= 8,83), (Tabla 3.2). La tendencia general a lo largo de su recorrido es decreciente aunque con importantes variaciones entre secciones (Figura 3.12).

Ríos característicos de ambientes de estepa en el tramo medio de la RH13 como El Zurdo (ZUBA), el arroyo de desagüe de la laguna Cóndor (LANN) y el Gallegos Chico (GCBA) se mantuvieron como los tributarios de pH promedio más elevados, ($pH_{medio}= 8,34, 8,42$ y $8,90$ respectivamente), entre los más elevados de la región

para la estación bajo análisis. En el extremo oriental de la RH13, el río CiAike – Chico también evidenció una progresiva alcalinización a lo largo de su recorrido, desde un $\text{pH}_{\bar{x}} = 7,61$ en su tramo medio hasta un $\text{pH}_{\bar{x}} = 8,93$ cerca de la desembocadura en el estuario del río Gallegos.

Tabla 3.2. Parámetros químicos de las aguas superficiales en secciones analizadas en el curso principal del río Gallegos y tributarios más importantes en la RH13 durante agosto de 2017 (C1) y febrero de 2018 (C2). Expresión de unidades: ^a adimensional; ^b mg/l; ^c adimensional, unidades de pH entre febrero de 2018 y agosto de 2017.

SECCION	pH ^a		DIF. pH ^c	Alcalinidad CaCO ₃ ^b		Dureza CaCO ₃ ^b	
	C1	C2		C1	C2	C1	C2
PRBA	7,51	7,52	+0,01	40	70	51,4	64,7
TU40	7,46	8,02	+0,56	51	125	67,6	121,7
TURV	7,15	8,30	+1,15	53	103	67,6	130,4
TURK	7,53	8,38	+0,35	51	130	67,6	130,4
TULC	7,37	8,12	+0,75	63	118	75,1	95,7
TURN	7,35	7,86	+0,51	50	120	65,1	104,4
RUBA	6,88	7,69	+0,82	18	33	29,9	33,1
PEBA	7,27	7,95	+0,68	25	35	27,4	34,8
GLPB	6,66	8,02	+1,36	24	43	27,4	41,7
GLPN	7,17	7,22	+0,05	19	28	22,0	34,8
GLSS	7,31	8,23	+0,93	24	35	34,8	43,5
GLSU	7,13	6,87	-0,26	31	48	32,3	34,8
GLMA	7,49	6,36	-1,13	43	50	47,3	52,2
GLMB	7,74	6,12	-1,62	53	43	42,3	60,9
GLBT	7,41	6,54	-0,87	35	50	40,2	69,6
GLPK	7,44	6,60	-0,84	40	50	47,3	43,5
ZUBA	7,80	8,34	+0,55	164	137	199,9	153,1
GCBA	8,38	8,90	+0,53	153	125	154,8	100,9

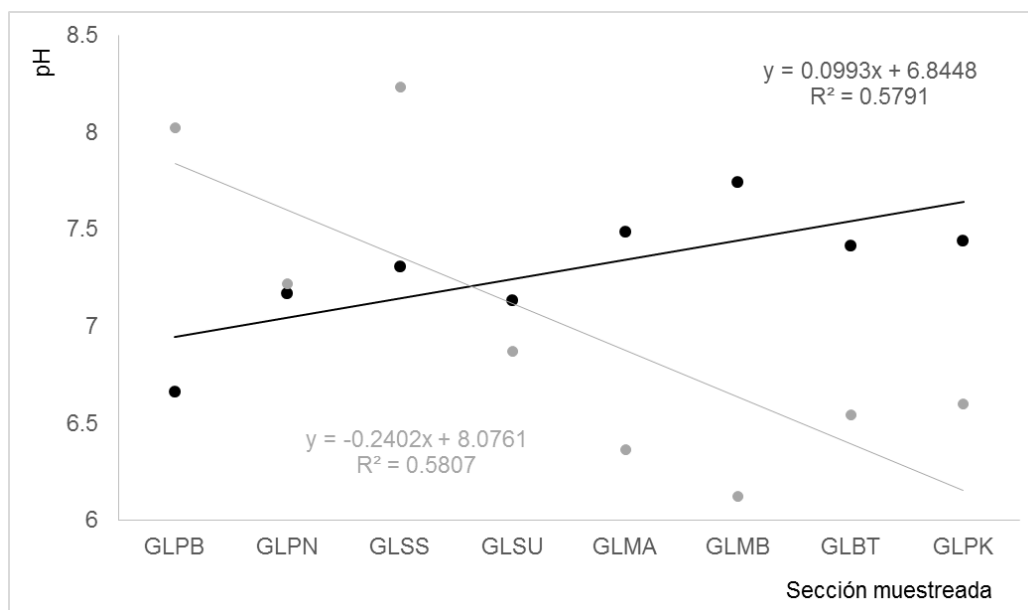


Figura 3.11. Distribución del pH en secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Gallegos desde su nacimiento en Puente Blanco (extremo izquierdo) y hasta el paraje Palermo Aike, previo a su desembocadura en el estuario (extremo derecho) durante el invierno de 2017 (trazo negro) y el verano de 2018 (trazo gris). El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

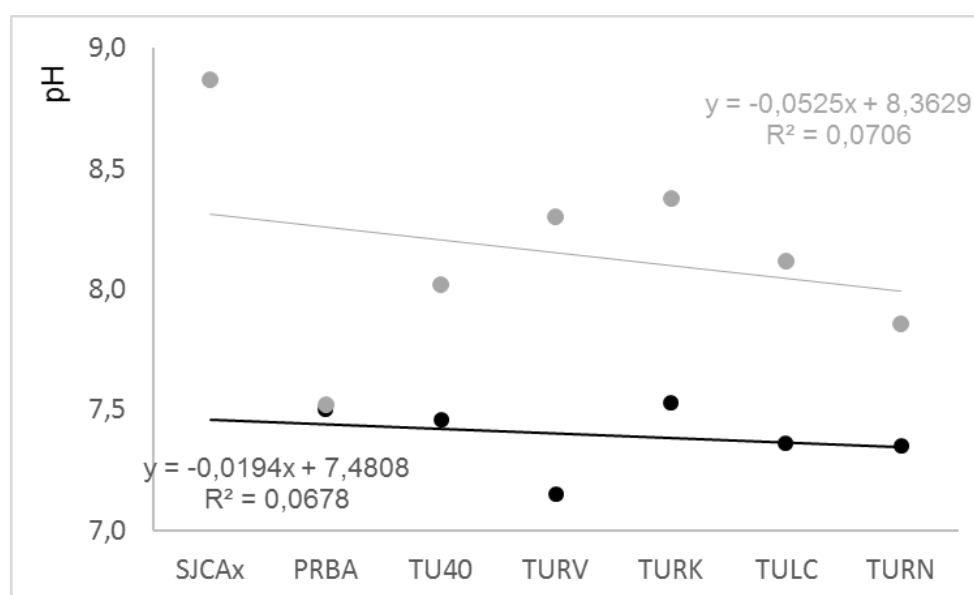


Figura 3.12. Distribución del pH en secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Turbio desde su nacimiento en la confluencia de los arroyos Primavera y San José (extremo izquierdo) y hasta la afluencia en el río Gallegos (extremo derecho) durante el invierno de 2017 (trazo negro) y el verano de 2018 (trazo gris). El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

3.4.2. Alcalinidad y dureza de CaCO_3 . Durante el invierno de 2017 se observó una clara diferencia en términos de la alcalinidad de CaCO_3 , entre la casi totalidad de secciones evaluadas en la RH13 y las correspondientes a las secciones ZUBA y GCBA, ríos de estepa, con una concentración promedio en el primer caso de 38,8 ($\bar{\sigma}=14,1$; $\text{cv}=36,3\%$), en contraste con los 164 mg/l y 153 mg/l de estas últimas dos. Las secciones analizadas sobre la cuenca del río Turbio mostraron una alcalinidad promedio de 51,3 mg/l ($\bar{\sigma}=7,3$; $\text{cv}=14,3\%$), ligeramente más elevada que el promedio de las secciones sobre el río Gallegos (alcalinidad $\bar{x}= 33,6$; $\bar{\sigma}=11,4$; $\text{cv}=33,9\%$). Ambos cursos experimentaron un ligero gradiente creciente desde sus nacientes y hasta sus respectivas desembocaduras (Figuras 3.13 y 3.14).

Durante el verano, casi todos los cursos analizados incrementaron su concentración de CaCO_3 casi al doble en promedio respecto a la situación del invierno con la excepción de las secciones ZUBA y GCBA que disminuyeron ligeramente (Tabla 3.2). Así mientras que en el conjunto de secciones del Gallegos de un promedio de 33,6 mg/l en invierno saltó a 74,7 mg/l ($\bar{\sigma}=40,7$; $\text{cv}=54,4\%$), en el caso del Turbio fue respectivamente de 51,3 a 110,8 mg/l ($\bar{\sigma}=22,1$; $\text{cv}=19,9\%$). En ambas situaciones la tendencia en cada grupo de secciones también fue en aumento a lo largo del recorrido, durante el verano (Figuras 3.15 y 3.16), sin embargo en el caso del río Turbio ésta puede resultar engañosa si se agrega o no a la sección San José dado su extremo valor de alcalinidad registrado en la estación (SJCAx= 263 mg/l de CaCO_3).

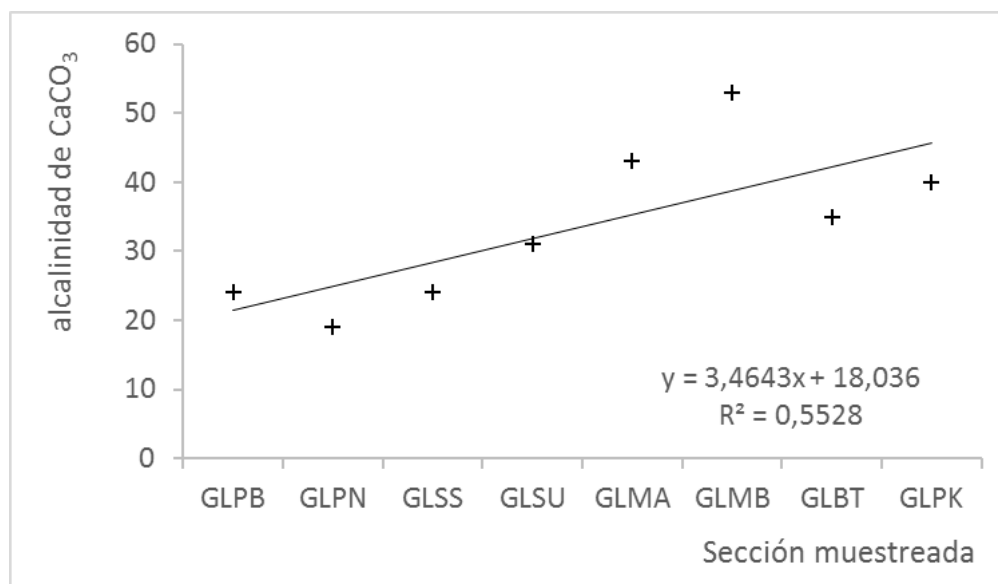


Figura 3.13. Distribución de la alcalinidad de CaCO_3 en un gradiente de secciones a lo largo del curso principal del río Gallegos desde su nacimiento en Puente Blanco (extremo izquierdo) y hasta el paraje Palermo Aike, previo a su desembocadura en el estuario (extremo derecho) durante el invierno de 2017. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

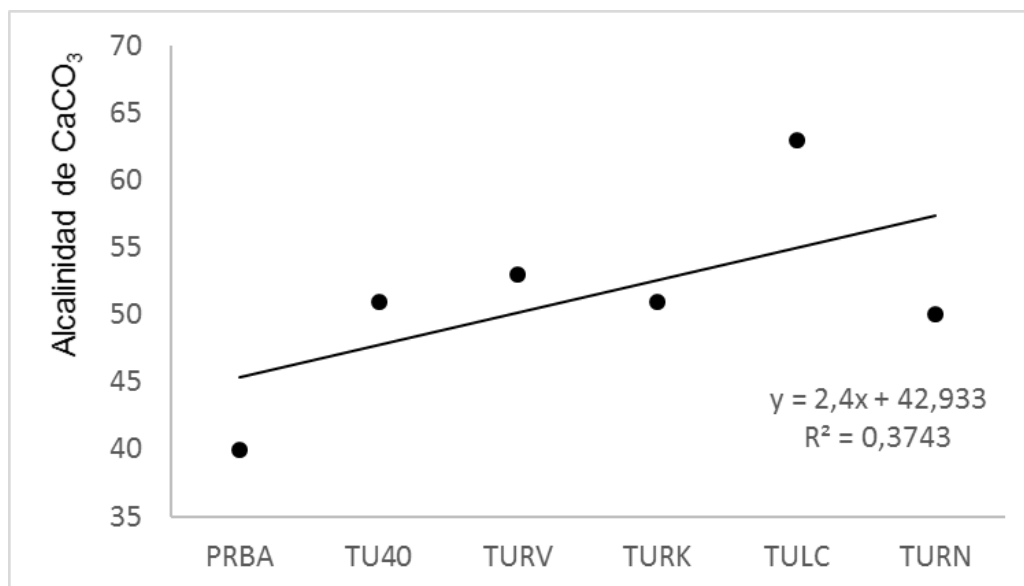


Figura 3.14. Distribución de la alcalinidad de CaCO₃ en secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Turbio desde su nacimiento en la confluencia de los arroyos Primavera y San José (extremo izquierdo) y hasta la afluencia en el río Gallegos (extremo derecho) durante el invierno de 2017. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

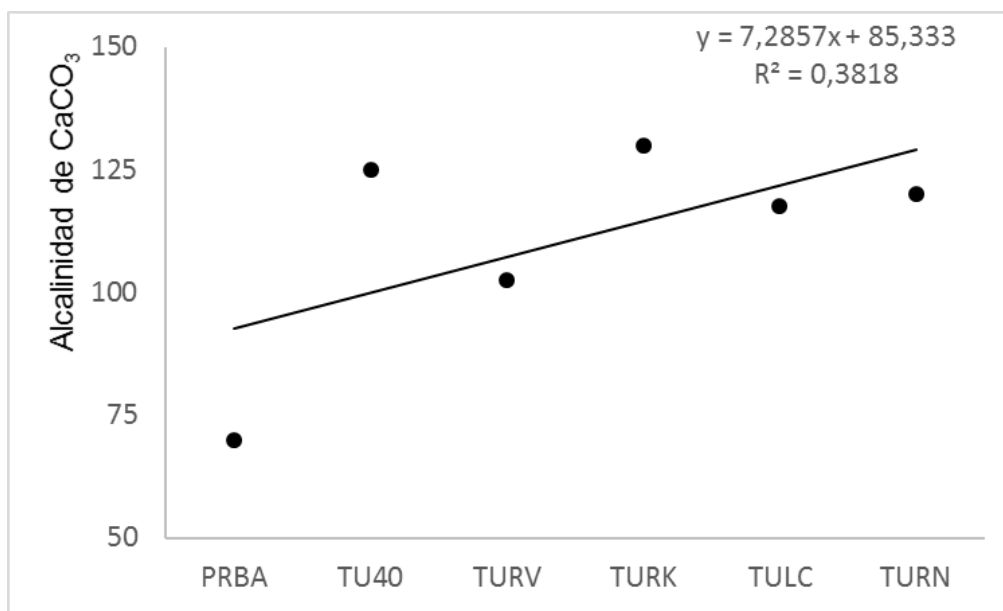


Figura 3.15. Distribución de la alcalinidad de CaCO₃ en secciones muestreadas a lo largo del curso principal del río Turbio desde su nacimiento en la confluencia de los arroyos Primavera y San José (extremo izquierdo) y hasta la afluencia en el río Gallegos (extremo derecho) durante el verano de 2018. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

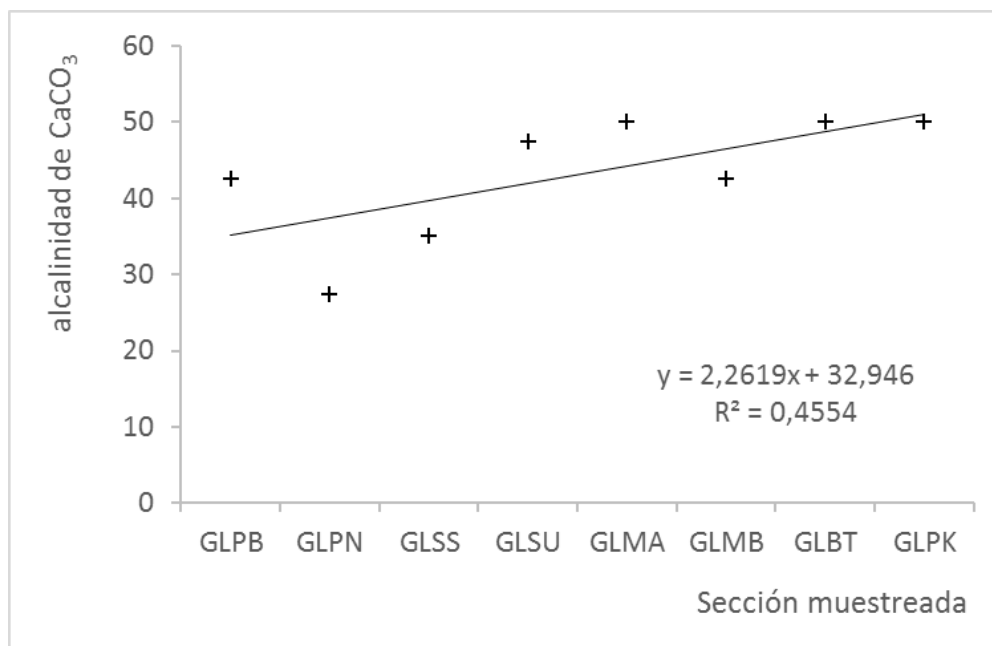


Figura 3.16. Distribución de la alcalinidad de CaCO₃ en un gradiente de secciones a lo largo del curso principal del río Gallegos desde su nacimiento en Puente Blanco (extremo izquierdo) y hasta el paraje Palermo Aike, previo a su desembocadura en el estuario (extremo derecho) durante el verano de 2018. El eje de abscisas no se encuentra escalado según distancias entre secciones.

Durante la campaña C1, la totalidad de aguas analizadas acusó valores promedios de dureza de CaCO₃ por sobre los respectivos de alcalinidad, con una fuerte correlación positiva (coeficiente de correlación= +0,982; $r^2= 0,964$), confirmando su origen carbonatado. Esto permite confirmar similares tendencias a lo largo de cursos como el Turbio y el Gallegos a las observadas durante el análisis de la alcalinidad. Sin embargo, en los análisis de aguas procedentes de la campaña C2 esta relación se atenuó ligeramente (coeficiente de correlación= +0,940; $r^2= 0,884$), incluso invirtiéndose algunas relaciones entre dureza y alcalinidad para algunas secciones como PEBA, RUBA, GLPN, GLSS, GLBT, GLMA, GLMA, ZUBA, TURK y TURV (un tercio de las secciones analizadas en la RH13 durante la estación) sugiriendo la intervención de otros aniones además del carbonato en la dureza. Las tendencias siguen, no obstante, asemejando el comportamiento analizado con la alcalinidad para todos los cursos a lo largo de su recorrido en esta segunda campaña.

3.4.3. Cationes mayoritarios y RAS. Calcio y Sodio son, entre los cationes mayoritarios presentes en las aguas naturales de superficie (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), los que predominan en términos de concentración en las aguas de la RH13 (Figura 3.17 y Anexo IV). 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 & 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 & Lloyd, 1982).

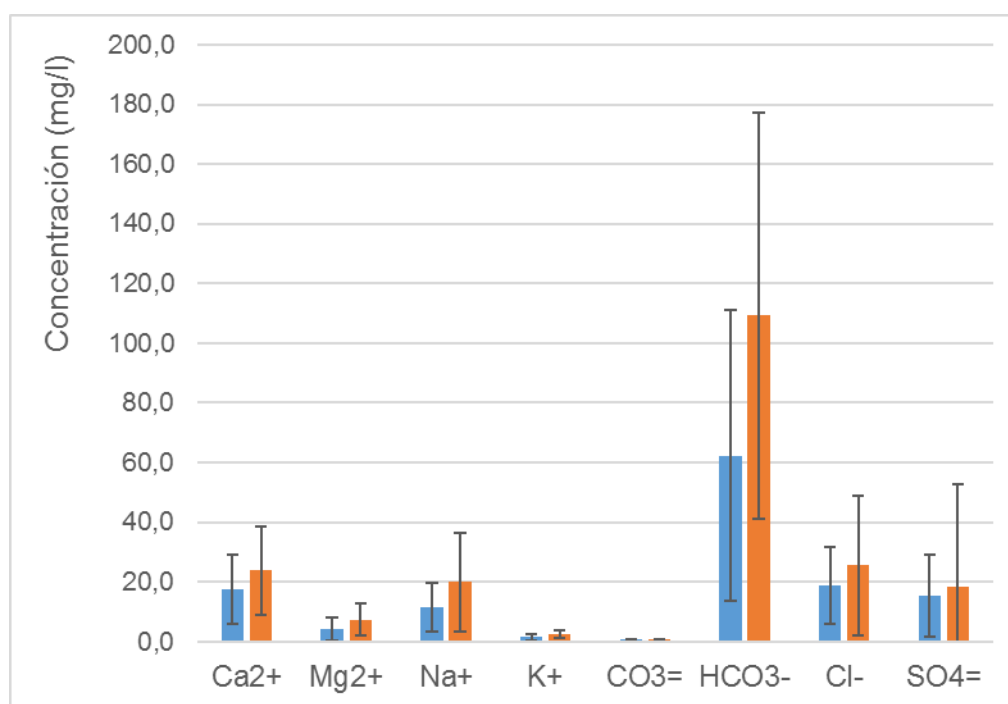


Figura 3.17. Promedios y desvíos en las concentraciones de iones mayoritarios en aguas de los cursos superficiales de la RH13 durante el invierno de 2017 (azul) y el verano de 2018 (rojo).

La concentración promedio de Ca^{2+} varió de $17,5 \pm 11,7$ mg/l en agosto de 2017 a $23,8 \pm 14,6$ mg/l en febrero de 2018 (36% de incremento en la estación seca) y en tal sentido resultó el catión con menor variabilidad estacional entre los mayoritarios. Estos valores se encuentran en el promedio de las situaciones esperadas para cursos naturales (Anexo II) y muy por debajo de umbrales máximos críticos (Ayers & Westcot, 1985). Sin embargo también representan bajas concentraciones que podrían significar algunas limitaciones durante la aplicación de estas aguas en irrigación, en especial cuando el ión sodio se encuentre en concentraciones significativas. Entre los extremos de concentraciones observadas en la RH, Los ríos

El Zurdo (ZUBA) y Gallegos Chico (GCBA) evidenciaron los valores más altos con 51,1 y 43,1 mg/l, respectivamente. Por su parte, Rubens (RUBA), Penitente (PEBA) y las primeras secciones del Gallegos aguas arriba de la RH (GLPB, GLPN, GLSU, GLSS) evidenciaron los más bajos con un promedio conjunto de 8,4 mg/l. Durante el verano todas las aguas acusaron un salto en las concentraciones, apareciendo nuevas secciones con valores altos como las secciones del río Turbio, con valores medios de entre 34,0 y 46,0 mg/l, GCBA y SJCAx, mientras las mismas secciones con baja concentración en el invierno se mantuvieron iguales (Tabla 3.3).

El Na^+ resultó el segundo catión en términos de concentración presente en las aguas de la RH13 (Figura 3.17). 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 & Westcot, 1985). En general se lo encuentra asociado al cloruro y ambos comparten un origen común en las aguas naturales, siendo la intemperización de rocas la fuente más habitual en ríos alejados de zonas costeras en las cuales también podría provenir de la lluvia (Allan & Castillo, 2007). No obstante esto, algunas fuentes antropogénicas como la utilización de agroquímicos o los vertidos cloacales pueden contribuir en gran medida en su concentración en zonas con denso desarrollo socioeconómico. El ion se presentó en promedio en las aguas de la RH13 durante el verano en casi el doble de su concentración analizada en el invierno, alcanzando valores de $20,0 \pm 16,5$ mg/l durante C2 en comparación a $11,7 \pm 8,2$ mg/l durante C1 (72% de incremento en la estación seca). ZUBA y GCBA nuevamente resultaron las secciones que acusaron los valores más elevados de la región en C1, con concentraciones de 40,0 y 25,0 mg/l respectivamente. A los mencionados, se agregaron nuevos cursos con altas concentraciones durante C2 como las secciones de los cursos San José (72,0 mg/l), Turbio (con un promedio entre secciones de 29,2 mg/l) y Ci Aike – Río Chico (51,0 mg/l). En esta estación, los cursos que acusaron previamente las concentraciones más bajas profundizaron este carácter, por ejemplo Rubens, Penitente y las secciones del tramo superior del Gallegos.

Los iones Mg^{2+} y K^+ mostraron bajas concentraciones en ambas campañas. En el segundo caso, el menos abundante, en particular fue el catión con la menor variabilidad observada entre secciones de muestreo para cada estación, un comportamiento de ocurrencia frecuente en aguas naturales del mundo (Allan & Castillo, 2007). El Mg^{2+} pasó de una concentración promedio de $4,2 \pm 4,0$ mg/l durante C1 a $7,4 \pm 5,2$ mg/l durante C2. Ambos, Mg^{2+} y K^+ consisten en iones importantes para la nutrición de plantas y animales y junto con el Ca^{2+} suelen presentarse en importantes concentraciones en aguas naturales (Hem, 1985). En el caso del K^+ , tan solo las secciones ZUBA y GCBA mostraron concentraciones

superiores al mg/l durante la campaña C1 mientras que en la C2 todos los cursos de estepa se ubicaron entre los 3 y 6 mg/l, e incluso la mayor proporción de secciones del Gallegos y sus tributarios más importantes alcanzaron 2 mg/l (Tabla 3.3).

Para los cuatro cationes mayoritarios, el verano representó el momento de mayor concentración promedio en todos los cursos de la RH13, si bien con variabilidades distintas para cada uno de ellos.

Tabla 3.3. Parámetros químicos de las aguas superficiales en secciones analizadas en el curso principal del río Gallegos y tributarios más importantes en la RH13 asociados a las concentraciones de cationes mayoritarios, durante agosto de 2017 (C1) y febrero de 2018 (C2). Expresión de unidades: ^a adimensional; ^b mg/l.

SECCION	RAS ^a		Ca ²⁺ ^b		Mg ²⁺ ^b		K ⁺ ^b		Na ⁺ ^b	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2
PRBA	0,49	0,54	14,0	20,0	3,7	4,0	<1,0	1,0	8,0	10,0
TU40	0,64	1,49	20,0	46,0	4,3	9,0	<1,0	3,0	12,0	42,0
TURV	0,66	1,08	20,0	42,0	4,3	10,0	<1,0	2,0	12,5	30,0
TURK	0,64	1,21	20,0	46,0	4,3	9,0	<1,0	3,0	12,0	34,0
TULC	0,70	0,79	23,0	34,0	4,3	9,0	1,0	1,0	14,0	20,0
TURN	0,65	0,79	19,0	36,0	4,3	7,0	<1,0	2,0	12,0	20,0
RUBA	0,48	0,47	10,0	8,0	1,2	4,0	<1,0	1,0	6,0	7,0
PEBA	0,50	0,53	8,0	8,0	1,8	4,0	1,0	2,0	6,0	8,0
GLPB	0,46	0,48	8,0	8,0	1,8	5,0	1,0	2,0	5,5	7,0
GLPN	0,52	0,40	7,0	10,0	1,1	1,0	1,0	1,0	5,5	5,0
GLSS	0,51	0,51	9,0	8,0	3,0	4,0	1,0	1,0	7,0	7,0
GLSU	0,54	0,55	8,0	14,0	3,0	4,0	1,0	2,0	7,0	9,0
GLMA	0,60	0,64	12,0	12,0	3,0	4,0	<1,0	2,0	9,0	10,0
GLMB	0,60	0,58	16,0	12,0	1,8	4,0	<1,0	1,0	9,5	9,0
GLBT	0,62	0,71	10,0	10,0	3,7	5,0	1,0	2,0	9,0	11,0
GLPK	0,63	0,71	16,0	12,0	1,8	4,0	<1,0	2,0	10,0	11,0
ZUBA	1,23	0,73	51,1	32,0	17,6	12,0	4,0	4,0	40,0	19,0
GCBA	0,87	0,95	43,1	30,0	11,5	12,0	2,0	4,0	25,0	27,0

Los valores de RAS se ubicaron durante la C1, para todos los cursos analizados con la excepción de El Zurdo (ZUBA), entre 0,40 – 0,87. Las aguas de esta sección alcanzaron un valor medio de 1,23 que, sin resultar relevante desde un punto de vista agronómico, resulta ligeramente más elevado que la media conocida a través de estudios antecedentes para la RH13 (Tabla 3.3). Durante la C2 pocos cursos alcanzaron a superar la unidad de RAS, como TU40, TURK y TURV dentro del curso medio del río Turbio.

3.4.4. Aniones mayoritarios y salinidad. La intemperización de las rocas, y particularmente 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. En cuencas con una importante proporción de cobertura vegetal y rocas de origen sedimentario, es habitual que los bicarbonatos 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 CO₂ atmosférico y su producción a través de la respiración de microorganismos en el suelo (Allan & Castillo, 2007). En la RH13, el HCO₃⁻ representó el anión de mayor concentración presente en todas las muestras de agua, dominando especialmente sobre el CO₃⁼ dado que el pH predominante en casi todos los cursos estudiados siempre se ubicó próximo a la neutralidad o ligeramente alcalino, dentro del rango óptimo para esta forma química (Figura 3.17). Durante el invierno se observó la menor concentración promedio para todas las aguas analizadas, con $62,3 \pm 48,6$ mg/l incrementándose notablemente durante el verano hasta valores promedio de $109,2 \pm 68,1$ mg/l. En ambas campañas la variabilidad entre secciones muestreadas fue alta (cv%= 78,0 en C1 y cv%=62,3 en C2), principalmente como consecuencia de importantes diferencias entre cursos dentro de cada campaña, como para las mismas secciones entre ambas campañas. Así por ejemplo, el río Gallegos tendió a mantener concentraciones de HCO₃⁻ relativamente constantes (durante el invierno $\bar{X}=36,1$ mg/l; $\bar{O}=10,6$; cv=29,3%; y durante el verano $\bar{X}=49,0,1$ mg/l; $\bar{O}=9,5$; cv=19,4%), mientras que el río Turbio osciló entre concentraciones bajas para el invierno y altas durante el verano ($\bar{X}=62,5$ mg/l; $\bar{O}=8,0$; cv=12,8% en C1; y $\bar{X}=161,6$ mg/l; $\bar{O}=68,6$; cv=42,5% en C2, respectivamente). Las concentraciones extremas siempre fueron observadas en los tributarios de estepa como ZUBA, GCBA y LANN con valores por sobre los 150 mg/l (Tabla 3.4) o bien como CIK1x, CIK2x con valores medios de >200 g/l y SJCAx con >300 mg/l. La correlación observada entre el pH del agua y la concentración de HCO₃⁻ resultó positiva aunque no significativa (coeficiente= +0,678; r²= 0,460). En el caso de los carbonatos, en ningún caso se registraron concentraciones por sobre el umbral de detección, establecido en 1 mg/l (Tabla 3.4). Esta forma del carbono podría esperarse en valores de pH elevados por sobre 9 o 10 (Allan & Castillo, 2007), que no se observaron en ninguna sección durante las campañas de estudio de 2017 y 2018.

Tabla 3.4. Parámetros químicos de las aguas superficiales en secciones analizadas en el curso principal del río Gallegos y tributarios más importantes en la RH13 asociados a las concentraciones de aniones mayoritarios, durante agosto de 2017 (C1) y febrero de 2018 (C2). Expresión de concentraciones en mg/l.

SECCION	CO ₃ ⁼		CO ₃ H ⁻		Cl ⁻		SO ₄ ⁼	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2
PRBA	< 1,0	< 1,0	48,0	85,0	14,4	12,0	10,0	5,0
TU40	< 1,0	< 1,0	62,5	152,0	14,4	23,9	26,8	49,0
TURV	< 1,0	< 1,0	64,0	125,0	16,8	23,9	27,8	64,0
TURK	< 1,0	< 1,0	62,5	159,0	14,4	23,9	26,3	85,0
TULC	< 1,0	< 1,0	76,2	143,0	16,8	19,1	26,7	26,0
TURN	< 1,0	< 1,0	61,0	146,0	14,4	19,1	26,6	20,0
RUBA	< 1,0	< 1,0	21,3	40,0	12,0	12,0	3,6	0,8
PEBA	< 1,0	< 1,0	30,5	49,0	13,2	12,0	2,8	<1,0
GLPB	< 1,0	< 1,0	29,0	52,0	12,0	9,6	3,5	<1,0
GLPN	< 1,0	< 1,0	22,9	34,0	14,4	9,6	3,6	<1,0
GLSS	< 1,0	< 1,0	29,0	43,0	12,0	9,6	4,8	<1,0
GLSU	< 1,0	< 1,0	38,1	38,1	13,2	12,0	6,0	2,0
GLMA	< 1,0	< 1,0	47,3	61,0	13,2	14,4	10,2	4,4
GLMB	< 1,0	< 1,0	51,8	52,0	16,8	12,0	8,8	2,5
GLBT	< 1,0	< 1,0	42,7	61,0	14,4	14,4	8,1	4,0
GLPK	< 1,0	< 1,0	48,8	61,0	16,8	14,4	7,6	3,0
ZUBA	< 1,0	< 1,0	199,7	165,0	61,0	23,9	57,7	11,0
GCBA	< 1,0	< 1,0	186,0	186,0	47,9	32,3	16,0	11,5

El ion cloruro suele compartir un origen común al sodio en los cursos naturales de agua. Su relevancia ambiental es escasa desde puntos de vista químicos y biológicos, en relación los restantes iones mayoritarios (Hem, 1985; Allan & Castillo, 2007), más aún tomando en consideración que, con la excepción de algunos vertidos industriales o una fuerte influencia de aguas marinas, en las aguas naturales dulces, sus concentraciones suelen ser muy bajas, como se pudo observar en la totalidad de aguas de la RH13 analizadas en ambas campañas (Figura 3.17 y Tabla 3.4). Durante el invierno, la concentración promedio de Cl⁻ en la región fue de 18,7 mg/l (\bar{O} =12,9; cv=68,7%) con un comportamiento fuertemente similar entre casi todas las secciones con la excepción de ZUBA y GCBA cuyo valor medio se encontró en 54,4 mg/l (Tabla 3.4). Durante el verano las concentraciones medias se incrementaron ligeramente para el conjunto de aguas aunque con una muy fuerte variabilidad entre secciones (\bar{X} =25,6 mg/l; \bar{O} =23,3; cv=91,1%), no debido a variaciones importantes en los cursos evaluados en el invierno (todas las secciones tendieron a mantener concentraciones similares a las observadas en agosto de 2017 o disminuirlas, incluso ZUBA y GCBA) sino a los elevados valores registrados en

algunos tributarios de estepa como el CiAike ($\bar{X}=98,1$) o el Roble ($\bar{X}=64,6$). Expresadas en meq/l, las concentraciones para todos los cursos analizadas en ambas campañas nunca superaron la unidad, con lo cual el ion no presenta un riesgo particular desde un punto de vista agropecuario, cuyo umbral de referencia se encuentra en 3,0 meq/l (Ayers & Westcot, 1985), (Anexo II).

El sulfato consiste en una sal presente principalmente en el río Turbio a lo largo de todo el año pero más concentrada durante el verano (durante C1: $\bar{X}=24,0$ mg/l; $\bar{\sigma}=6,3$; $cv=26,3\%$; y durante C2: $\bar{X}=59,7$ mg/l; $\bar{\sigma}=50,5$; $cv=84,7\%$). En las secciones del Gallegos las tendencias estacionales se mantienen pero en concentraciones notablemente más bajas (durante C1: $\bar{X}=5,9$ mg/l; $\bar{\sigma}=2,5$; $cv=43,0\%$; y durante C2: $\bar{X}=2,0$ mg/l; $\bar{\sigma}=1,2$; $cv=62,0\%$). Durante el invierno la única situación alejada de los promedios la presentó El Zurdo (57,7 mg/l de $SO_4^{=}$), mientras que en el verano una sola sección acusó los registros más altos de la región, el arroyo San José (166,7 mg/l de $SO_4^{=}$), (Tabla 3.4). La principal fuente de sulfato en las aguas naturales es la intemperización de rocas tanto de ígneas como sedimentarias, entre las cuales la piritita, asociada a yacimientos de carbón, es una muy importante en todo el mundo (Hem, 1985) y frecuente en la región alta de la RH13, junto a los estériles y otros lixiviados de mina producidos durante su explotación (Allan & Castillo, 2007), acumulados a lo largo de la historia en el valle de inundación del arroyo San José y nacientes del río Turbio (Caballero, 2009a).

3.4.5. Oxígeno (OD). El oxígeno disuelto es uno de los indicadores más importantes de la calidad de las aguas naturales para la vida en éstas. Entre otros factores, la concentración de OD en un agua natural tiene una importante dependencia con la temperatura del agua y del ambiente (McCutcheon *et al.*, 1993; Allan & Castillo, 2007). En términos generales esta relación se pudo comprobar para el total de las aguas de la RH13, entre ambas campañas, alcanzando una correlación de $-0,834$ ($r^2= 0,695$). No se pudo disponer en el presente trabajo de registros durante el invierno sin embargo para el verano la concentración promedio para el total de aguas de la RH13 se encontró en $11,0 \pm 1,6$ mg/l. A efectos de caracterizar la situación media histórica esperada para las aguas de la región puede citarse el monitoreo realizado por Nicolli y Merino en octubre de 1992, publicado en 1993, con caudales medios estacionales similares a la campaña realizada en el presente proyecto si bien con una temperatura media estacional en sus aguas ligeramente más elevada a la esperada para agosto. El valor promedio de OD de la totalidad de aguas superficiales de la región en puntos geográficos comunes a la campaña 2017 se ubicó 7,49 mg/l en ($\bar{\sigma}=0,64$; $cv\%=8,5$) con rangos de variación que van desde los extremos más elevados en 8,20 mg/l (ríos El Zurdo y Penitente) a 7,22 (río Turbio). El valor medio a lo largo de todo el curso principal del río Gallegos acusó un

promedio de 7,49 mg/l en (\bar{O} =0,62; $cv\%$ =8,2). Estos valores se encuentran muy cercanos al umbral mínimo de referencia establecido entre 5-6 mg/l para sustentar la vida de peces si bien esto resulta muy variable según las especies y el tiempo de exposición (Weiner, 2008). Se realizó una consulta a la base de datos publicada por DGA Chile (2018) a fin de conocer las concentraciones de OD para los ríos Rubens y Penitente en los días próximos a las campañas y pudieron documentarse valores medios de 11,0 y 14,8 mg/l para el río Penitente en similar fecha de los muestreos para febrero de 2018 y agosto de 2017, respectivamente, y de 10,7 y 14,3 mg/l para el río Rubens.

Dentro de cada una de las campañas realizadas entre 2017–2018 la variabilidad espacial que mostró el OD fue escasa no pudiendo establecerse diferencias específicas entre secciones muestreadas ni detectar patrones puntuales a lo largo del recorrido de los diferentes cursos. La información generada durante tan solo un par de campañas resulta escasa por el momento para un análisis detallado de la dinámica espacial de la concentración del OD en las aguas de la región.

3.4.6. Materia orgánica y demanda de oxígeno. Las aguas de superficie son altamente susceptibles a la contaminación, tanto antrópica como natural, por encontrarse en las porciones bajas de un terreno y ser los receptores naturales de todo el escurrimiento de una cuenca. Entre éstos, la materia orgánica (MO) requiere particularmente de oxígeno para ser degradada, elemento que cuando se encuentra presente es consumido por microorganismos en procesos aerobios. A mayor concentración de O_2 y alto contenido de MO tanto mayor el desarrollo de microorganismos, que consume el primero para degradar al segundo, incluyendo la nitrificación del amonio (Sullivan *et al.*, 2010).

Los valores promedio de DBO_5 observados en el total de aguas de la RH13 durante la campaña de agosto de 2017 fue de 22,9 mg/l (\bar{O} =8,05; $cv\%$ =37,1) y una DQO =31,8 mg/l (\bar{O} =8,80; $cv\%$ =27,6%), (Tabla 3.5). Los valores puntuales más altos se encontraron en secciones dispersas como PEBA (DBO_5 = 36,9 mg/l y DQO = 40,0 mg/l), ZUBA (DBO_5 = 34,2 mg/l y DQO = 39,0 mg/l) y las secciones del río Turbio TULC (DBO_5 = 32,4 mg/l y DQO = 49,0 mg/l) y TURN (DBO_5 = 37,8 mg/l y DQO = 53,0 mg/l). El conjunto de las secciones del río Turbio presentaron valores ligeramente por encima de las del Gallegos (para el primero mencionado $DBO_5 \bar{x}$ = 24,5 \pm 9,26 mg/l y $DQO \bar{x}$ = 35,7 \pm 11,29 mg/l; y para el segundo, respectivamente, $DBO_5 \bar{x}$ = 20,9 \pm 7,76 mg/l y $DQO \bar{x}$ = 30,0 \pm 8,20 mg/l) e incluso solo en este último río se encontró una ligera tendencia decreciente en las diferentes secciones del curso, entre sus nacientes y la desembocadura, y el DBO_5 aunque con un ajuste escasamente significativo ($y = -1,2914x + 24,853$; $r^2 = 0,235$). Todos los valores observados durante la campaña C1 si bien dentro de los parámetros habituales promedio esperados

para aguas naturales en todo el mundo (Anexo II) resultan un tanto elevados en relación a estándares de referencia.

Tabla 3.5. Parámetros químicos de las aguas superficiales en secciones analizadas en el curso principal del río Gallegos y tributarios más importantes en la RH13 asociados a la materia orgánica y la demanda e oxígeno para su degradación, durante agosto de 2017 (C1) y febrero de 2018 (C2). ^a Expresión de concentraciones en mg/l.

SECCION	DBO ₅ ^a		DQO ^a	
	C1	C2	C1	C2
GCBA	22,5	12,0	29,0	96,0
GLBT	10,8	8,7	32,0	<16,0
GLMA	26,1	20,7	32,0	32,0
GLMB	14,0	5,7	24,0	<16,0
GLPB	26,1	3,0	32,0	32,0
GLPK	11,9	4,8	24,0	48,0
GLPN	19,8	5,0	24,0	32,0
GLSS	16,2	2,6	35,0	32,0
GLSU	19,8	3,0	24,0	32,0
PEBA	36,9	10,8	40,0	32,0
PRBA	11,1	9,55	27,0	80,0
RUBA	27,0	7,8	36,0	16,0
TU40	28,8	6,9	29,0	32,0
TULC	32,4	1,2	49,0	<16,0
TURK	19,8	3,9	23,0	16,0
TURN	37,8	0,3	53,0	16,0
TURV	17,1	<0,3	33,0	16,0
ZUBA	34,2	<0,3	39,0	<16,0

El par de parámetros DBO₅ y OD resultan importantes indicadores de la calidad de las aguas naturales al permitir una idea de la dinámica del oxígeno disponible en el medio acuático para llevar adelante procesos aeróbicos. Ante situaciones de contaminación cualquiera sea su fuente natural o antrópica con materia orgánica, el oxígeno requerido para su degradación por parte de los microorganismos es tomado a expensas del OD disponible, el cual si no resulta suficiente opuede conducir a una degradación del medio impactando sobre todas las formas de vida acuáticas. Sin embargo, el proceso no es estático y al tiempo que esta degradación ocurre, el agua puede experimentar una reoxigenación a una tasa dependiente de diversos factores (Weiner, 2008). Las concentraciones de OD analizadas durante el invierno se mantuvieron en general altas para todos los cursos evaluados, situación esperable dadas las temperaturas medias de la estación, los caudales producidos por todos los tributarios y la ausencia de importantes fuentes de contaminación orgánica reconocibles (si bien su identificación puntual y evaluación no ha sido parte de los

objetivos específicos del proyecto). Si bien los valores de DBO_5 resultaron comparativamente más altos no parecieron afectar la disponibilidad de OD en toda la región. De todas maneras, es importante tomar en consideración que la dinámica temporal de OD, su consumo por parte de la vida acuática y su impacto a través de eventos cotidianos tanto antrópicos como naturales determinan fluctuaciones posibles que escapan a un estudio puntual en una única fecha.

Durante el verano se observó una fuerte caída en los valores medios de DBO_5 para el conjunto de las aguas en toda la región, si bien con una importante variabilidad, a un promedio de 6,8 mg/l ($\sigma=5,4$; $cv\%=79,4$). Las mayores temperaturas promedio de la estación estimula a los microorganismos a degradar la materia orgánica resultando esperable este incremento. Sin embargo los valores de OD se mantuvieron en concentraciones moderadamente elevados en promedio durante la estación seca, en umbrales compatibles con las referencias disponibles para cursos en buen estado de conservación natural, lo que indicaría una buena capacidad natural de los ríos de la RH13 para recargarse de oxígeno a un ritmo similar o superior al que demanda la actividad de los microorganismos presentes. En general estos valores quedaron por debajo del promedio de la concentración de OD observada. La magnitud de la variación fue muy disímil entre cursos, observándose las mayores diferencias estacionales en cursos como PEBA ($DBO_5= 10,8$ mg/l), ZUBA ($DBO_5= <0,3$ mg/l) y la sección del río Turbio TULC ($DBO_5 \bar{x}= 4,2 \pm 3,47$ mg/l). Las secciones del Gallegos también acusaron una importante disminución en las concentraciones estacionales con una $DBO_5 \bar{x}= 6,1$ ($\sigma=5,38$; $cv\%=88,7$) si bien con una importante variabilidad entre éstas causado principalmente por un valor elevado medido en GLMA (20,7 mg/l).

La DQO consiste en un indicador del oxígeno requerido para oxidar todas la sustancias (químicas y biológicas oxidables) contaminantes presentes en un agua, entre las cuales la materia orgánica es una de ellas y por tanto la DBO_5 se encuentra contenida en este parámetro si bien no necesariamente deben esperarse correspondencias directas entre ambos (Hem, 1985). Así, durante el verano de 2018 la DQO para todas las aguas analizadas se incrementó, respecto al invierno de 2017, hasta un promedio de $40,1 \pm 37,6$ mg/l, en una relación inversa a la observada con la DBO_5 . La variabilidad del parámetro fue importante y diversa para las diferentes secciones. Así se observaron casos en que la DQO se incrementó en el verano, como en GCBA (96,0 mg/l) y PRBA (80,0 mg/l), y situaciones con una tendencia general a una ligera disminución, como las correspondientes al Gallegos ($DQO \bar{x}= 28,0 \pm 9,52$ mg/l) o más acentuada como el caso de las secciones del río Turbio ($DQO \bar{x}= 15,3 \pm 1,49$ mg/l). La relación DBO_5/DQO resultó de 0,714 durante el invierno de 2017 para el total de secciones analizadas y para el verano de 0,229 indicando que durante esta última estación la materia orgánica mayoritaria es del

tipo no-biodegradable probablemente como consecuencia directa de un mayor estímulo de las temperaturas medias estacionales a su degradación.

La casi totalidad de valores observados se encuentran dentro de los parámetros habituales promedio esperados para aguas naturales en todo el mundo en relación a estándares de referencia (Anexo II).

3.4.7. Nitrógeno. En términos generales, la casi totalidad de las aguas analizadas en la RH13 durante ambas campañas evidenciaron concentraciones de nitratos (NO_3^-) por debajo de 3,0 mg/l, considerado éste un umbral habitual en aguas naturales (McCutcheon *et al.* 1992; Nordin *et al.* 2009), (Tabla 3.6). El promedio de la región se ubicó en $0,92 \pm 0,40$ mg/l (cv%= 98,3) durante el invierno y en $0,21 \pm 0,38$ mg/l (cv%= 182,9). En ambos casos se presentó una gran variabilidad en las concentraciones, durante el muestreo de invierno principalmente por las diferencias observadas entre las secciones del río Turbio (NO_3^- \bar{x} = 1,97 mg/l; σ = 0,72; cv=36,5%) y el resto de las secciones muestreadas, entre ellas las propias del Gallegos (NO_3^- \bar{x} = 0,39 mg/l; σ = 0,39; cv=99,9%); y durante el verano debido a unos pocos casos aislados en los cuales se observaron valores distintos a la situación general de concentraciones <0,1 mg/l (Tabla 3.6). La concentración del N presente en aguas naturales en todas sus formas químicas guarda una muy estrecha relación con el tipo de uso y ocupación de las tierras, en especial con las formas de producción agropecuaria. A lo largo de las estaciones son esperables variaciones en su concentración debido a la diferencia de actividad biológica entre el invierno (escasa actividad) cuando usualmente se encuentran las mayores concentraciones de N y el verano (máxima actividad) donde deberían esperarse las menores (Allan & Castillo, 2007). Esta dinámica resultó evidente con el NO_3^- en la RH13, la forma de N de mayores concentraciones en las aguas de la región.

En ausencia completa de fuentes de contaminación podrían esperarse valores medios de entre 0,1 y 0,5 mg/l de NO_3^- en cursos naturales (McCutcheon *et al.*, 1992), situación que se observó en general en casi todas las secciones estudiadas del curso principal del río Gallegos y en algunos afluentes menores como el arroyo Primavera (PRBA) y el Gallegos Chico (GCBA) durante el invierno y en la casi totalidad de secciones de la RH13 durante el verano (Tabla 3.6) con la excepción de algunas secciones altas de Rubens y Penitente (datos no tabulados) y el arroyo San José en el cual se detectó el valor más alto de la región (7,2 mg/l). El río Turbio concentra vertidos cloacales de cuatro localidades en pocos kilómetros de extensión (Río Turbio, Julia Dufour, Veintiocho de Noviembre y Rospentek) que podría resultar una fuente de estas concentraciones. En el presente informe no se dispone de datos que permitan validar esta hipótesis. Zonas con intensa remoción de la cobertura vegetal natural e intensa producción ganadera, como las fácilmente identificables en

cuencas altas de los ríos Turbio, Rubens y Penitente, también representan fuentes importantes de producción de nitratos, los cuales al presentarse en forma química diluible fácilmente puede alcanzar cursos de agua por escurrimiento (McCutcheon *et al.*, 1992; Neal *et al.*, 1992).

Los nitritos (NO_2^-) suele consistir en una forma minoritaria del N en cursos naturales y en general en sistemas no contaminados la concentración habitual suele encontrarse alrededor de 0,001–0,002 mg/l de igual manera que entorno a 0,015 mg/l para la forma NH_4^+ (McCutcheon *et al.*, 1992; Allan & Castillo, 2007). Durante el invierno de 2017 no se detectaron concentraciones de NO_2^- que superasen los 0,01 mg/l, debido a limitaciones en las técnicas de detección, y durante el verano la concentración en el conjunto de las secciones estudiadas en la RH13 alcanzó un promedio de $0,009 \pm 0,015$ mg/l (Tabla 3.6). Entre éstas, las secciones agrupadas en el río Turbio evidenciaron un promedio de $0,021 \pm 0,025$ mg/l, ligeramente por encima del promedio para las secciones del Gallegos ($0,005 \pm 0,004$ mg/l). La presencia de NO_2^- resulta atractiva para el crecimiento de plantas, sin embargo puede ser indicadora de contaminación de aguas naturales dado que aún en reducidas concentraciones puede manifestar toxicidad para la vida acuática (EPA & HSE, 2010). McCutcheon *et al.* (1992) sugiere una concentración de 0,5 mg/l como umbral a partir del cual podrían comenzar problemas de toxicidad de amonio en peces. Su presencia en aguas es indicador de contaminación fecal reciente y su concentración en aguas naturales suele no superar una concentración de 0,1 mg/l (Stumm & Morgan 1995), valor éste de referencia en el Código Alimentario Argentino como umbral máximo aceptado en aguas de consumo humano (ANMAT 2017). EPA (1994) recomienda umbrales máximos en aguas naturales del orden de 1,0 mg/l.

Tabla 3.6. Concentración analizada en muestras de aguas superficiales en la RH13, expresados en mg/L. NH_4^+ ion Amonio; NO_2^- ion Nitrito; NO_3^- ion Nitrato; PO_4^{3-} ion Ortofosfato. Valores representados con ‘<’ significan concentraciones por debajo de la capacidad de detección con la tecnología utilizada en laboratorio. Todas las concentraciones expresadas en mg/l.

SECCION	NH_4^+		NO_2^-		NO_3^-		PO_4^{3-}	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2
GCBA	0,30	0,05	< 0,1	<0,1	< 0,01	0,001	0,1	0,060
GLBT	0,40	<0,05	0,78	<0,1	< 0,01	<0,001	<0,01	0,575
GLMA	0,50	0,05	< 0,1	<0,1	< 0,01	<0,001	0,09	0,319
GLMB	0,50	<0,05	1,23	<0,1	< 0,01	0,002	<0,01	0,119
GLPB	0,50	<0,05	< 0,1	<0,1	< 0,01	0,016	0,09	0,394
GLPK	0,30	<0,05	< 0,1	0,10	< 0,01	0,001	<0,01	0,356
GLPN	0,30	0,1	< 0,1	<0,1	< 0,01	0,006	<0,01	0,900
GLSS	0,40	0,2	< 0,1	<0,1	< 0,01	0,008	0,086	0,368
GLSU	0,40	0,05	0,50	<0,1	< 0,01	0,008	0,11	0,269
PEBA	0,20	<0,05	< 0,1	1,00	< 0,01	0,003	<0,01	1,018
PRBA	0,30	<0,05	0,50	0,10	< 0,01	0,005	<0,01	1,325
RUBA	0,50	<0,05	0,79	<0,1	< 0,01	0,002	0,06	1,613
TU40	< 0,05	0,05	1,85	<0,1	< 0,01	0,071	0,04	4,275
TULC	0,20	0,05	2,43	<0,1	< 0,01	0,019	<0,01	1,344
TURK	0,20	<0,05	2,15	0,20	< 0,01	0,001	<0,01	2,819
TURN	0,30	<0,05	2,20	0,20	< 0,01	0,004	<0,01	3,938
TURV	0,20	<0,05	2,79	<0,1	< 0,01	0,044	<0,01	1,531
ZUBA	0,20	<0,05	0,78	<0,1	< 0,01	0,008	<0,01	0,294

El ion amonio (NH_3 o mayormente NH_4^+) suele encontrarse en el rango de concentraciones de 0,01 hasta 3,0 mg/L en aguas naturales de superficie completamente libres de contaminación; concentraciones por encima de este umbral superior y hasta 5–6 mg/L suelen representar mezclas de aguas naturales con presencia de vertidos cloacales urbanos, dependiendo de los caudales involucrados y la distancia a la fuente del vertido (McCutcheon *et al.*, 1992). Valores por encima de 0,5 mg/L podrían comenzar a significar toxicidad para algunas especies de peces (McCutcheon *et al.*, 1992), cifra alcanzada en varias secciones del río Gallegos durante el invierno de 2017 (Tabla 3.6). La concentración media en la totalidad de aguas de la RH13 alcanzó 0,32 mg/l ($\sigma = 0,13$; $\text{cv}\% = 34,1$).

El exceso de amonio puede significar importantes condicionamientos para la utilización agropecuaria del agua, si bien se carece de suficientes referencias al respecto dado que el efecto final sobre cultivos o animales depende de la interacción de las aguas con el suelo en que se apliquen, de las tecnologías de irrigación o formas de administración de la bebida (Nordin *et al.*, 2009). Los umbrales máximos de referencia en este último caso se encuentran muy lejos de los valores detectados

en la RH13, del orden máximo de 100,0 mg/l de nitrógeno en la forma de nitratos combinados con nitritos o de 10,0 mg/l de N solo en la forma de nitritos.

3.4.8. Fósforo. La presencia más común del fósforo (P) en aguas naturales, nutriente esencial para los organismos acuáticos, es en la forma de ortofosfato (PO_4^{3-}) disuelto o adsorbido en partículas en suspensión, la forma en la cual el P se encuentra disponible para los organismos (Allan & Castillo, 2007). En general sus concentraciones suelen encontrarse en el rango de 0,001–0,024 mg/l (Maybeck, 1982) o hasta 0,1 mg/l y su baja concentración suele ser la principal limitante en términos de la productividad de los ríos (McCutcheon *et al.*, 1992).

La concentración promedio de PO_4^{3-} en aguas de superficie de la RH13 osciló entre valores de $0,016 \pm 0,009$ mg/l durante el invierno y $1,064 \pm 1,115$ mg/l en el verano, en ambas situaciones con una muy importante variabilidad en las concentraciones observadas en las diferentes secciones tal que no permitió establecer tendencias puntuales o agrupamientos posibles entre los principales cursos. Durante la primer campaña, los valores mas bajos se encontraron en las secciones del río Turbio (PO_4^{3-} \bar{x} = 0,010 mg/l; $\bar{\sigma}$ = 0,00; $\text{cv}\%$ =0,4) y en buena parte de las secciones del Gallegos (<0,01 mg/l), (Tabla 3.6), si bien el promedio de las aguas en todo su recorrido fue de 0,019 mg/l ($\bar{\sigma}$ = 0,01; $\text{cv}\%$ =53,2). Durante el verano se presentaron concentraciones elevadas en casi todas las secciones evaluadas, en algunos casos con valores muy significativos como por ejemplo la sección San José (13,4 mg/l), TU40 (4,3 mg/l) y TURN (2,8 mg/l) entre otros, todos ellos asociados a cursos receptores de vertidos cloacales urbanos, una de las fuentes probables de contaminación con este elemento (McCutcher *et al.*, 1992). Así, el promedio de las secciones del río Turbio alcanzó un valor de 2,54 mg/l ($\bar{\sigma}$ = 1,34; $\text{cv}\%$ =52,8) y en las correspondientes al río Gallegos de 0,59 mg/l ($\bar{\sigma}$ = 0,46; $\text{cv}\%$ = 76,8%).

3.4.9. Metales. Los metales en aguas naturales consisten en un grupo de elementos minoritarios o presentes a nivel de traza, en términos generales por debajo o muy por debajo del 1 mg/l. Se encuentran presentes en todas las aguas del mundo y en una composición muy diversa siendo en general difíciles de encontrar o determinar dada la dependencia en la tecnología disponible o bien los costos para su determinación (Hem, 1985). Los metales que se determinaron en el presente proyecto fueron los establecidos en la legislación ambiental vigente en la provincia de Santa Cruz y asociados mayormente a la explotación del carbón (Ley de Impacto Ambiental No. 2658/03, Modificatorias y Decretos Reglamentarios; Disposición de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos No. 004/96 de Control de calidad y protección de los recursos hídricos): Aluminio, Plata, Arsénico, Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Níquel, Plomo, Zinc, Bario y Selenio. Se trata de los elementos que han formado parte de otros estudios antecedentes en la región. No puede

descartarse la presencia de otros elementos minoritarios en las aguas de la RH13 si bien aún son necesarios más trabajos de investigación para comprobar su existencia.

Los umbrales de detección establecidos para los metales analizados en ocasiones coincidieron con la mejor referencia disponible en el país para la realización de estudios comparativos (ANMAT, 2017), (Anexo II), como en los casos del Plomo ($<50,0 \mu\text{g/l}$), Mercurio ($<1,0 \mu\text{g/l}$), Cromo ($<50,0 \mu\text{g/l}$), Cobre ($<100,0 \mu\text{g/l}$) y Cadmio ($<5,0 \mu\text{g/l}$), si bien para otros el umbral se encontró por debajo, como en la Plata ($<10,0 \mu\text{g/l}$), Selenio ($<4,0 \mu\text{g/l}$), Niquel ($<5,0 \mu\text{g/l}$), Cinc ($<100,0 \mu\text{g/l}$), Aluminio ($<1,0 \mu\text{g/l}$) y Arsénico ($<2,0 \mu\text{g/l}$). En ninguno de ellos durante ninguna de las campañas y ninguna de las secciones involucradas, se detectaron concentraciones en agua que alcanzasen o superasen los valores de referencia de ANMAT (2017), (Anexo II).

3.4.10. Hidrocarburos. La RH13 ha experimentado en décadas recientes una importante expansión de la frontera de explotación de hidrocarburos habiendo logrado cubrir casi la totalidad de su territorio tanto en exploración como buena parte de éste ya en etapa de explotación (Tomo I, Mapa 3.5). Los procesos involucrados en estas explotaciones representan un crecimiento en los riesgos de contaminación asociados a las prácticas extractivas e industriales, usualmente en la forma de derrames. Sin embargo y salvo situaciones extraordinarias, la ocurrencia de estos eventos en áreas continentales siempre tienen un carácter puntual y concentrado en el espacio y con mayor potencial de afectación de acuíferos que de cursos (cuando menos en la región de análisis), con lo cual las probabilidades de encontrar evidencias de presencia de hidrocarburos en muestreos estacionales puntuales resulta muy baja. La contaminación relacionada con los hidrocarburos no reconoce un origen único en la explotación o la industrialización del petróleo sino en cualquier vertido de tipo industrial o domiciliario en que se concentren también derivados del petróleo como aceites y combustibles, situación habitual en áreas urbanas y periurbanas.

Los hidrocarburos totales de petróleo (TPH por su acrónimo en inglés) consiste en un término que permite describir genéricamente una mezcla de una gran cantidad de componentes químicos que se encuentra naturalmente en el petróleo, de composición altamente diversa según la fuente de extracción y grado de industrialización, e incluso con propiedades físicas y químicas diversas (WHO, 2005). La determinación de los TPH resulta un buen indicador de contaminación de un sitio si bien, para poder dimensionar el significado y alcances de su impacto en especial sobre elementos específicos del ambiente como suelo, plantas y animales, por si solo podría resultar insuficiente (ATSDR, 1999).

Con la sola excepción de una muestra procedente del arroyo San José (SJCAx) durante el verano de 2018, en ningún caso como parte del presente estudio se detectó presencia de TPH por sobre el nivel mínimo de detección aplicado durante los análisis ($>0,5$ mg/l). Este umbral no permite confirmar la no-existencia del contaminante no obstante lo cual en caso de existir, éste no se encontró en valores por sobre las normas de referencia disponibles o aplicables en materia ambiental en la región. La sección SJCAx se encuentra inmediatamente aguas debajo de la planta de depuración de carbón y en proximidad de un playón de estacionamiento y mantenimiento de maquinaria vial. Se desconoce si existen vertidos de alguna otra naturaleza que podrían estar ocasionando esta presencia de TPH en el arroyo, sin embargo no puede descartarse que las concentraciones detectadas provengan de alguna de las fuentes mencionadas. La concentración medida en febrero de 2018 fue de 0,6 mg/l.

Debido a la técnica de toma de muestras de agua utilizada en el proyecto (Figura 2.2) y dado que el objeto central del estudio no involucró el rastreo específico de contaminaciones con hidrocarburos, no se puede descartar la posible existencia de TPH en aguas de superficie de la RH13 ante la falta de confirmación en los resultados de laboratorio. Sea cual fuese la fuente de un vertido que lo contenga, una vez que los TPH alcanzan una corriente o cuerpo de agua, la mayor parte de sus compuestos flotarán en la forma de una delgada película superficial con la excepción de los compuestos más pesados que podrían precipitar a los sedimentos de fondo o bien asociarse al material particulado en suspensión y transportarse con éste (ATSDR, 1999). Incluso, aunque en un suelo podrían depositarse durante largo tiempo, en aguas naturales podría esperarse la pérdida por evaporación de una fracción de los TPH, otra parte precipitar y acumularse en el sedimento de fondo o bien simplemente fraccionarse y diluirse en corrientes de caudal significativo, con lo cual su detección podría resultar dificultosa en muestreos aleatorios como el realizado en el presente proyecto.

3.4.11. Microbiología. La RH13 concentra una importante densidad de ocupación poblacional en términos relativos para los estándares de la Patagonia Austral, principalmente concentrada en centros urbanos ubicados en la cabecera de cuenca (Río Turbio, 28 de Noviembre) y en su porción final, en la desembocadura en el Mar Argentino (Río Gallegos). Esta ocupación poblacional, más densa en el sector argentino y escasamente en el chileno, se asocia a una diversidad de actividades socioeconómicas entre las cuales la ganadería ovina y vacuna, la minería de carbón, la agricultura, la silvicultura y la explotación de hidrocarburos (petróleo y gas) se encuentran entre las más relevantes. Con excepción de esta última actividad, las primeras mencionadas junto con los vertidos pluviocloacales urbanos (que han carecido de tratamiento a lo largo de toda la historia en la RH13) tienen un elevado

potencial de contaminación microbiológica. A través de la lluvia, el derretimiento de nieves estacionales y los posteriores escurrimientos de superficie o infiltración en suelos así como producto de los vertidos directos a zonas bajas de la región, los sitios en los cuales se evidencia esta contaminación tienen el potencial de impactar tanto las aguas de superficie como las subterráneas, localmente o a distancia (BCCA 2017).

Por el momento no se dispone para la región de un mapa de uso y cobertura del suelo, como así tampoco de apropiadas caracterizaciones regionales relacionadas con la distribución espacial, dinámica temporal o sobre la intensidad e impacto de cada uno de los tipos de actividad socioeconómica en el territorio, lo cual no permite asociar cada análisis de agua realizado con impactos específicos, directos o indirectos, asociables a éstas. A lo largo de ambas campañas y en la totalidad de secciones analizadas se encontró presencia de microorganismos asociados con la contaminación. En términos generales, la presencia de coliformes totales y coliformes fecales resultó mayor durante el invierno para toda la RH13 si bien con una importante variabilidad entre secciones (promedio de $124,1 \pm 116,9$ NMP/100 ml) en un momento en que la región produjo caudales en un orden de tres veces de los determinados durante el estiaje (aproximadamente $10,9 \text{ m}^3/\text{s}$ determinadas durante la campaña C1 en relación a los $29,8 \text{ m}^3/\text{s}$ de la correspondiente campaña C2). Durante el verano, las aguas de la RH13 presentaron concentraciones de coliformes del orden de $9,83 \pm 3,3$ NMP/100 ml para las totales y $9,22 \pm 3,6$ NMP/100 ml para las fecales.

Durante el invierno, las secciones con mayor carga de coliformes correspondieron al río Rubens (RUBA), todas las secciones muestreadas en el río Turbio aguas debajo de la localidad de Julia Dufour (TURK, TURV, TULC y TURN) y en las primeras secciones del río Gallegos desde su nacimiento (GLPB, GLSU, GLSS), con un promedio de >240 NMP/100 ml. A lo largo del recorrido del curso del Gallegos y algunos tributarios como ZUBA y GCBA, los valores resultaron bajos (promedio de $7,77$ NMP/100 ml) en una región en la cual la ganadería ovina y bovina se practica en toda su extensión pero en estos casos, las secciones se encontraron lejos de áreas urbanizadas. Con la excepción del Gallegos Chico y El Zurdo, en esta época ninguna de las aguas calificó como aptas para el “suministro público y uso domiciliario” con un umbral máximo admitido de $3,0$ NMP/100 mL (ANMAT, 2017). Así, en términos de su aptitud para el consumo se condicen con aguas de mala calidad.

Con la excepción de las muestras procedentes de algunas secciones del río Turbio (TURK, TURV y TURN), ninguna de las restantes analizadas durante el verano de 2018 calificó como apta para el “suministro público y uso domiciliario” dado que las

concentraciones superaron en todos los casos el umbral máximo admitido (ANMAT, 2017). Sin embargo se observaron presencias significativamente menores para todas las secciones evaluadas en relación al invierno. No se pudo establecer un patrón particular de agrupamiento de secciones en este caso por lo que no resulta posible aproximar una idea entre fuentes de contaminación probables y concentraciones específicas de coliformes en cada punto estudiado.

3.5. Clasificación de las aguas de superficie en la RH13

3.5.1. Piper, Stiff y Schoeller–Berkaloff. Los mayores constituyentes químicos en los sistemas acuáticos consisten en los iones Ca^+ , Mg^+ , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , $\text{CO}_3^{=}$, $\text{SO}_4^{=}$ y Cl^- . Las proporciones de éstos en disolución proveen la base para la clasificación de los tipos de aguas así como para su comparación y vinculación a ambientes específicos (Piper, 1944; Hem, 1970; Dissanayake & Weerasooriya, 1985). En el invierno de 2017 las aguas de la RH13 se distribuyeron, en términos de sus concentraciones catiónicas, entre los tipos cálcico y magnésico, principalmente hacia el primero de éstos en las secciones altas del río Gallegos (GLPN, GLPB) y sus principales tributarios (PEBA, RUBA) y las restantes aguas entre los tipos de transición $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^+$ y $\text{Mg}^+/\text{Ca}^{2+}$ (Anexo III). En este último caso tan solo unas pocas secciones en el curso medio del Gallegos, como GLSU, GLBT y GLSS. Durante el verano de 2018, las aguas se concentraron mayormente entre los tipos $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^+$ y $\text{Mg}^+/\text{Ca}^{2+}$, no obstante lo cual algunas secciones tendieron a diferenciarse respecto a sus comportamientos de invierno. Así, algunas aguas del río Turbio superior como TU40 y TURK, se clasificaron como $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$ mientras otras procedentes de cursos de estepa como CIK1x y CLK2x lo hicieron como Na^+/Mg^+ y Mg^+/Na^+ respectivamente. Existieron algunos cambios importantes, principalmente a partir de algunas secciones más del tipo cálcicas durante el invierno que pasaron a magnésicas durante el verano, como las secciones superiores del río Gallegos. Tributarios de éste (PEBA, RUBA) y sus propios tributarios (CREK, ESPZ) se mantuvieron como de tipo predominantemente cálcico.

En términos de las concentraciones de aniones, las aguas de la RH13 tendieron a ser del tipo cloruradas durante el invierno de 2017 para las nacientes del Gallegos y sus principales tributarios (PEBA, GLPB, GLPN, RUBA), y hacia el tipo bicarbonatado para las restantes, concentrándose principalmente entorno al tipo $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$ para aguas procedentes de secciones bajas e intermedias del curso del Gallegos y tributarios de estepa (ZUBA, GLMA y GLSS, entre otras) y del tipo $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{=}$ para la totalidad de secciones del río Turbio (Anexo III). Durante el verano tan solo las aguas procedentes de cursos de estepa resultaron cloruradas (CIK1x, CIK2x, ROBL). La gran mayoría resultaron del tipo carbonatadas, incluyendo

algunas secciones del río Turbio de su tramo inferior (TURN y TULC) respecto a las aguas del tramo superior que acentaron su carácter $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{=}$ observado durante el invierno.

Así, las aguas de la RH13 pueden clasificarse como del tipo sulfatadas y/o cloruradas cálcicas y/o magnésicas durante el invierno (Figura 3.18) tendiendo al tipo bicarbonatadas cálcicas o magnésicas durante el verano (Figura 3.19).

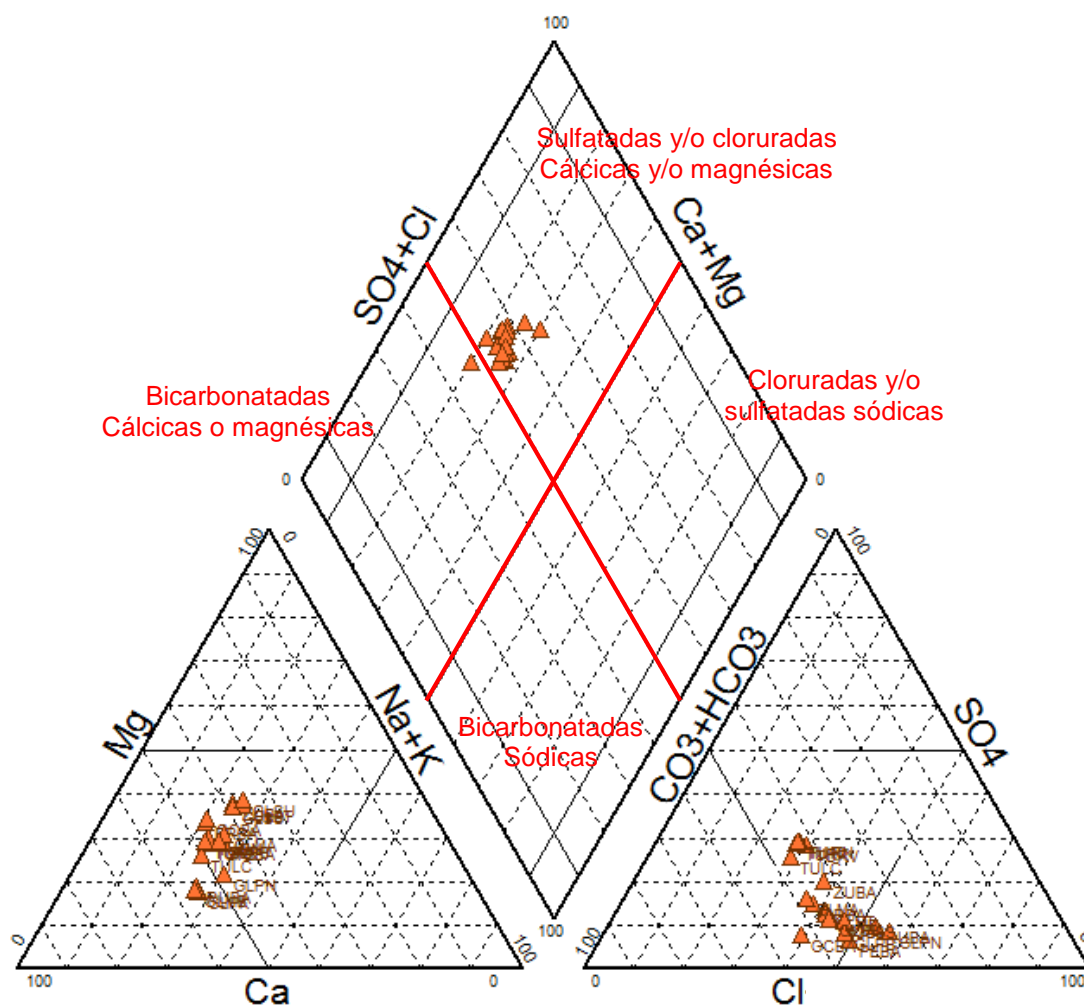


Figura 3.18. Clasificación de aguas muestreadas en el invierno de 2017 según el esquema triangular de Piper, en la RH13.

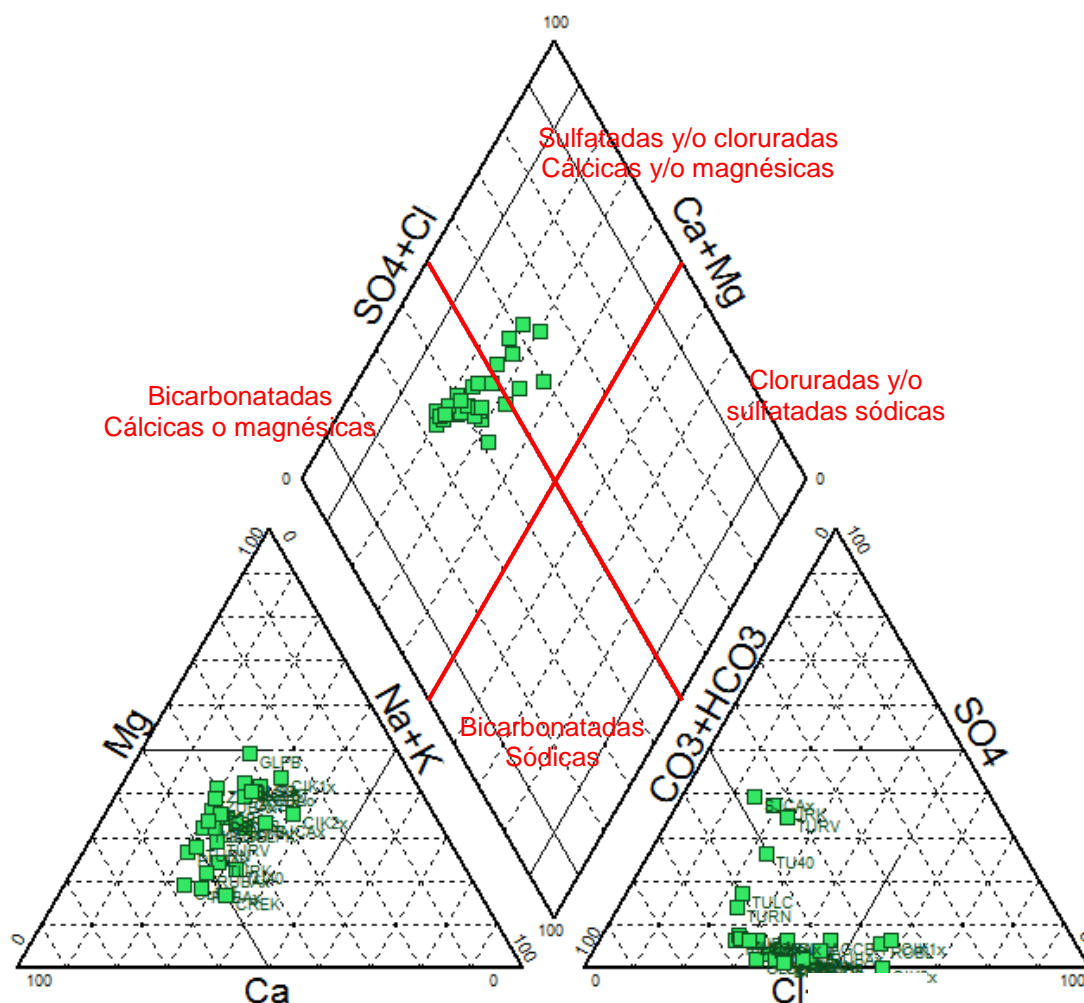


Figura 3.19. Clasificación de aguas muestreadas en el verano de 2018 según el esquema triangular de Piper, en la RH13.

3.5.2. Aptitud para el uso agropecuario. La agricultura bajo riego y la ganadería son dependientes de un adecuado aporte de agua de suficiente calidad para satisfacer objetivos productivos. Desde un enfoque productivo esta calidad puede definirse como la suma de atributos físicos, químicos y microbiológicos beneficiosos para un uso específico (Ayers & Westcot, 1985). Por su directo efecto sobre plantas, animales y suelo, la salinidad y la sodicidad son dos de los factores más importantes para evaluar la calidad de un agua destinada a la producción agropecuaria.

Hacia la salida del invierno, casi la totalidad de las aguas analizadas, con la excepción de las procedentes de El Zurdo y el Gallegos Chico, pudieron clasificarse como de peligrosidad salina baja, C1 de la clasificación de Thorne y Peterson (1954), consistiendo en buena calidad para su utilización en irrigación según todas las referencias aplicables (USDA, 1954; CCUC, 1972; Ayers & Westcot, 1987),

(Tabla 2.7). Éstas consisten en aguas que pueden utilizarse en el riego de la mayor parte de cultivos en prácticamente cualquier tipo de suelo salvo aquellos de muy restringida permeabilidad, sin que resulte probable el desarrollo de condiciones de salinidad que afecten su rendimiento promedio esperado (Avellaneda *et al.*, 2004). Los cursos de estepa mencionados representaron en el invierno un peligro de salinidad C2 que si bien comienza a significar algún tipo de riesgo en su utilización para USDA (1954) y Thorne y Peterson (1954), éste es relativamente bajo (CCUC, 1972; Ayers y Westcot, 1987) e incluso en un momento del año en que aún no resulta de interés para aplicaciones en producciones agropecuarias. Su aptitud para la irrigación sigue involucrando la totalidad de cultivos con la sola excepción de los sensibles en extremo a la salinidad, y solo cuando éstos se cultivasen en suelos con una permeabilidad limitada (Avellaneda *et al.*, 2004). Desde la perspectiva de la CE, en todos los casos estas aguas resultan de muy buena calidad para la bebida animal según los umbrales establecidos por Ayers & Westcot (1985) entre otros (ANZECC, 2000a; 2000b).

Hacia mediados – finales del verano, la totalidad de las aguas de los principales cursos de la región en términos de la producción estacional de caudales (Rubens, Penitente, Gallegos, Primavera) se mantienen en niveles de peligrosidad salina baja (C1), incluso también algunos tributarios menores asociados a las mismas cuencas vertientes como los arroyos Creek y Esperanza, tributarios del río Rubens en su tramo medio. Sin embargo una porción considerable de aguas que incluyen a la totalidad dentro del curso principal del río Turbio y ríos de estepa como El Zurdo, el Gallegos Chico, arroyo Roble y el Chico Sur (Ci Aike) en el extremo oriental de la RH13, presentaron una categoría C2. En general todos estos acusaron una caída significativa de caudales durante la estación seca debido principalmente a su régimen de alimentación fluvial pluvio–nival. Una mención particular amerita el arroyo San José que con una $CE_{\bar{x}} = 971,0 \mu S/cm$ resultó en la única agua de la región dentro de la categoría C3 (Tabla 2.7). Si bien esta fuente presenta niveles de contaminación importante con otras sustancias que no permitirían su consideración en usos agropecuarios, la propia categoría C3 ya conlleva una importante peligrosidad salina, pudiendo tan solo utilizarse para irrigación en suelos con muy buena permeabilidad en los cuales se pueda practicar un lavado frecuente y con la consideración de cultivos de moderada a buena resistencia a la salinidad (Avellaneta *et al.*, 2004).

3.5.3. Clasificación de aguas por la carga de sedimentos. Los sedimentos en suspensión (así como los sedimentos de fondo no consolidados) ocurren habitualmente en las aguas naturales y, dentro de ciertos límites son esenciales para el cumplimiento de algunas funciones ecológicas en cuerpos y cursos de agua, si bien en excesos también pueden convertirse en una fuente de contaminación e impacto negativo en estos ambientes desde múltiples puntos de vista, tanto se trate de fuentes naturales o antrópicas (Caux *et al.*, 1997; EPA, 2003).

Diversos autores sugieren rangos específicos de referencia de concentraciones de sólidos en suspensión como umbrales de significancia en términos de calidad de las aguas naturales para diferentes actividades (US EPA, 1972; Alabaster & Lloyd, 1982; Caux *et al.*, 1997). En el caso de las afectaciones estéticas de las concentraciones de STD, éstas se apoyan en valoraciones subjetivas y or lo tanto sujetas a la percepción del público. Así, dado que la turbidez y opacidad se asocian con lo “sucio”, la claridad, asociada con lo “puro”, es el objetivo central del manejo de aguas destinadas a usos recreacionales y estéticos (Caux *et al.*, 1997). En la RH13, todas las aguas se encontraron entre campañas dentro del rango de buena calidad estética (<80 mg/l y dinámica entre estaciones de máxima producción de sedimento < a 10 mg/l). Sin embargo debe tomarse en consideración algunos fenómenos que no se observaron durante agosto de 2017 y febrero de 2018 y que podrían provocar impactos significativos en los STD de algunas aguas como el Turbio (fuertemente impactado cuando en los momentos en que se encuentra en funcionamiento la planta de lavado de carbón en el tramo bajo del arroyo San José) y durante los pulsos de precipitaciones de alta intensidad que determinan crecientes súbitas en el río Rubens con una importante producción de material coloidal y en suspensión, principalmente materia orgánica (INTA & UNPA, inédito 2012–2015).

En términos de interés agropecuario, la carga de partículas en aguas naturales genera impactos negativos, en primer término por su misma presencia y por otro, asociado a las propiedades adsorptivas de éstas y que podrían determinar en ciertas circunstancias el transporte a largas distancias de metales, biocidas o microorganismos patógenos. Caux *et al.* (1997) propone un umbral de 200 mg/l de SST como crítico para la bebida de animales domésticos si bien debe tenerse presente que existen rangos específicos para las diversas especies que podrían demandar definiciones más estrictas. En el caso de cursos afectados cuya carga de SST se viera afectada de actividades antrópicas, la tolerancia extrema para concentraciones naturales por debajo de 100 mg/l sería de no más de un 10% en excedencia (Singleton, 2001). Esta regla aplica también a la afectación potencial en la fauna silvestre. En todas las aguas analizadas en la RH13 durante ambas campañas, la concentración de SST se encontró muy por debajo de estos umbrales (máxima concentración registrada en febrero de 2018 en la sección TU40 con 5

mg/l) pudiendo clasificarse como de muy buena aptitud para la bebida animal así como en su uso para irrigación. No obstante ello, aplica aquí similar comentario previo relacionado con situaciones especiales en las secciones del Turbio y del Rubens, no observadas durante las campañas del proyecto.

En términos de vida acuática se presenta un mayor grado de detalle en rangos de afectación posible a considerar para diferentes concentraciones de STD, debido a la mayor diversidad de riesgos posibles para las diferentes formas de vida presentes. Los impactos provocados por los sedimentos en suspensión son diversos, si bien mayormente asociados a los inconvenientes físicos que ocasionan al depositarse en el lecho impidiendo el desarrollo de plantas y microorganismos de fondo y repercutiendo negativamente así en la productividad y alimentación de las cadenas tróficas, en la calidad de microambientes necesarios para la deposición de huevos de peces e incluso a nivel fisiológico e histológico (Caux *et al.*, 1997). Alabaster & Lloyd (1982) proponen la siguiente referencia, aplicada ampliamente: (a) <25 mg/l de SST representan un alto grado de protección del medio acuático, sin riesgo para la vida acuática; (b) 25–80 mg/l representan un riesgo creciente desde despreciable a moderado, en el cual el límite superior puede comenzar a significar un impacto en la productividad del medio y repercutir de tal modo en una pesquería; (c) 80–400 mg/l representan un rango creciente de importantes limitaciones para el desarrollo de vida acuática y pesquerías asociadas; (d) llegando a impedir las casi por completo en concentraciones > de 400 mg/l. En todos los casos analizados entre 2017–2018 en la RH13, las aguas evidenciaron concentraciones de SST muy por debajo dentro del rango 0–25 mg/l, pudiendo clasificarlas como de muy buena calidad o “claras” (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002), con la excepción de comentarios ya hechos para circunstancias específicas en los ríos Turbio y Rubens. Una de las clasificaciones más importantes de aguas naturales, basadas en la presencia de sedimentos se basa en los umbrales de referencia de STD para el consumo humano. Entre los umbrales recomendados se consideran aguas excelentes a aquellas con hasta un máximo de entre 100-300 mg/l de STD, aguas buenas entre 300-600 mg/l, aguas tolerables de hasta 500-600 mg/l (EPA 1992, WHO 1996). En el caso de bebida animal y para la propia subsistencia de peces (dependiendo de la tolerancia específica de las diferentes especies), estos umbrales de tolerancia pueden alcanzar los 1.000 mg/l o aún más, si bien en este último grupo animal podrían representarse riesgos aún en concentraciones menores de STD dependiendo de la sustancia disuelta y el grado de afectación sobre su alimento (EPA 2003, Weber Scanell & Duffy 2007; Bilotta & Brazier, 2008). Casi la totalidad de las aguas en ambas campañas se ubicaron por debajo del umbral de los 300 mg/l. Si bien durante el muestreo de invierno casi todas las secciones estudiadas mostraron las menores concentraciones promedio ($STD\bar{x}= 115,5$ mg/l), con la excepción de El Zurdo ($STD=385,0$ mg/l), el incremento de las concentraciones

promedio en verano no resultaron tan distantes ($STD_{\bar{x}} = 133,0$ mg/l). Sin embargo muchas secciones se aproximaron al umbral límite de las consideradas aguas excelentes y unas pocas lo superaron como TU40 ($STD = 327,0$ mg/l), CIK2x ($STD = 393,0$ mg/l) y SJCAx ($STD = 603,0$ mg/l).

3.5.4. Clasificación de aguas por la alcalinidad y la dureza de $CaCO_3$. La alcalinidad de $CaCO_3$ representa un importante sistema de amortiguación de las aguas dulces como así también desempeña un rol esencial en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de carbono para la vegetación acuática, como así también en la capacidad para formar complejos que neutralizan la toxicidad de los metales (Weiner, 2008). Se acepta generalmente que una alcalinidad de $CaCO_3$ de entre 20 y 100 mg/l representa el umbral ideal para mantener la vida acuática (EPA, 1986; Wurtz, 1993; OECD, 2007; Weiner, 2008). En particular el rango de concentraciones de 40–100 mg/l (equivalente a un rango de dureza aproximado de $CaCO_3$ de 63–250 mg/l) resulta el más interesante para los salmónidos (Wurtz, 1993). Cuando se presentan aguas con alcalinidades inferiores éstas se tornan muy sensibles a la contaminación, ya que no disponen de capacidad para oponerse a las modificaciones que generarían disminuciones drásticas del pH (Chapman & Kimstach, 1996). No obstante lo cual, alcalinidades de $CaCO_3$ en el rango de 10 a 20 mg/l resultan interesantes para su utilización la irrigación (OECD, 2007). En contrapartida, alcalinidades altas representan una buena capacidad de neutralizar modificaciones del pH por ejemplo ante la ocurrencia de vertidos minerales o domésticos.

Durante el invierno las aguas de la RH13 tendieron a predominar concentraciones de alcalinidad de $CaCO_3$ bajas o muy bajas. Particularmente los principales tributarios del Gallegos y sus primeras secciones se ubicaron por debajo del umbral reconocido como aceptable para aguas naturales, o pobremente amortiguadas, según las referencias disponibles (RUBA, PEBA, GLPB, GLPN, GLSS), (Tabla 2.6). En esta estación, las aguas del río Turbio y sus tributarios, así como las secciones medias del Gallegos se ubicaron en el rango de aguas de alcalinidad media (PRBA, TU40, TURK, TURV, TULC, TURN, GLSU, GLMA, GLMB) y tan solo dos secciones, correspondientes a ríos de estepa, pudieron clasificarse como de alcalinidad alta o muy amortiguadas (ZUBA y GCBA). La baja capacidad de amortiguación puede asumirse como una vulnerabilidad de las primeras aguas mencionadas a la contaminación, un aspecto a tomar en consideración dada su proximidad a los yacimientos de carbón en explotación en la porción alta de la RH13 y la potencialidad de inicio de operaciones de la planta termoeléctrica de Río Turbio cuyos emplazamientos están directamente ubicados en el valle de inundación del río Turbio.

El incremento generalizado de las concentraciones de CaCO_3 en todos los cursos de la RH13 durante el verano significó un cambio en la clasificación de aguas para todas las secciones analizadas, superando en todos los casos el umbral mínimo aceptable de 20-25 mg/l. Todas las secciones involucradas en los ríos Rubens, Penitente, Primavera y algunos tributarios menores en éstos como los arroyos Creek y Esperanza se encontraron en el rango de hasta 100 mg/l de CaCO_3 , rango de referencia para el aseguramiento de una buena calidad para la vida acuática. Los restantes tributarios ubicados en ambientes de estepa y el propio arroyo San José se ubicaron por encima de este rango (alcalinidad media alta) incluso llegando a alcalinidades altas y muy altas (secciones GCBA, CIK2x y SJCAx).

La dureza consiste en un parámetro comúnmente involucrado en los análisis de aguas naturales debido a su importancia en la definición de su calidad como hábitat para la vida acuática, en particular las formas de Ca^+ y Mg^+ entre las diferentes posibles de encontrar (Wurts, 1993). El origen de su presencia y concentración en aguas naturales puede ser diverso si bien mayormente puede reducirse a vertidos específicos, entre las fuentes antrópicas, o bien a la disolución de elementos a partir de los sustratos por los que circulan las aguas, entre las fuentes naturales (Wurts, 1993; WHO, 2011). Su concentración en aguas naturales resulta un atributo de importancia dado que interfiere significativamente con la toxicidad de algunos metales reduciéndola (Oliveira-Filho, 2014). Los umbrales de clasificación de aguas según su dureza de CaCO_3 son un tanto arbitrarios (McCutcheon *et al.* 1993) y dependen de los objetivos del estándar que los establece. McGowan (2000), EPA (1994) y WHO (2011) proponen cuatro categorías para la clasificación de aguas según su dureza: (a) “blandas” para concentraciones de <60 mg/l; (b) “moderadamente duras” para concentraciones entre 60–120 mg/l; (c) “duras”, de 120–180 mg/l; y “muy duras”, para valores de >180 mg/l. Estos umbrales pueden verse sensiblemente modificados en aguas destinadas a consumo humano dado que la aceptabilidad estética puede jugar un importante rol independientemente de su significado químico (Wurtz, 1993).

Tomando las referencias de EPA (1976, 1994) para aguas naturales, las procedentes de la campaña C1, con la excepción El Zurdo (ZUBA) y Gallegos Chico (GCBA), se encuentran mayormente en el rango de las blandas (ríos Primavera, Penitente, Rubens y Gallegos) a moderadamente duras (todas las secciones del río Turbio), con valores promedio de dureza de CaCO_3 entre 36,6 mg/l ($\bar{O}=9,72$; $cv=26,6\%$) y 68,6 mg/L ($\bar{O}=3,78$; $cv=5,5\%$), respectivamente (Tabla 3.7). Las durezas analizadas durante el invierno en las secciones ZUBA (199,9 mg/l de CaCO_3) y GCBA (154,8 mg/l de CaCO_3) permitió clasificarlas como duras a muy duras según las referencias adoptadas en el presente informe, sin embargo ambas se moderaron durante el verano de 2018 (Tablas 3.2 y 3.7).

Tabla 3.7. Clasificación de las aguas de la RH13 durante las campañas de invierno de 2017 (C1) y verano de 2018 (C2) según su dureza de CaCO_3 , expresada en mg/l. En rojo se resaltan las secciones cuyas aguas cambiaron su dureza hacia una mayor concentración entre invierno y verano; en negro si se han mantenido en igual categoría; en verde si han descendido.

Rango	Clasificación	Campaña	
< 60	Blandas	Invierno	PRBA, PEBA, RUBA, GLPN, GLPK, GLBT, GLMB, GLMA, GLSS, GLSU, GLPB
		Verano	GLPK, CREK, ESPZ, RUBAx, GLMA, GLSS, RUBA, PEBA, GLPB, GLPN, GLSU
60–120	Moderadamente duras	Invierno	TURV, TULC, TURN, TURK, GLMB, TU40
		Verano	PRBA, GLBT, GCBA, TURN, TULC
120–180	Duras	Invierno	GCBA
		Verano	TURK, TU40, TURV, LANN, CIK1x, ROBL, CIK2x, GCBAx, ZUBA, ZUBAx
>180	Muy duras	Invierno	ZUBA
		Verano	SJCAx

Las aguas analizadas en la RH13 durante febrero de 2018 también se encuentran mayormente en el rango de las blandas y moderadamente duras (ríos Primavera, Penitente, Rubens y Gallegos), con valores promedio de dureza de CaCO_3 entre 54,4 mg/l ($\bar{O}=24,2$; $cv=44,5\%$), (Tabla 3.2). Unas pocas secciones subieron de categoría de dureza en el verano, principalmente las aguas del río Turbio. La totalidad de muestras incorporadas en febrero de 2018 se clasificaron dentro del rango de las aguas duras (promedio= 135,7 mg/l; $\bar{O}=12,8$; $cv=9,4\%$). El arroyo San José, también incorporado entre los muestreos de la campaña C2 evidenció las aguas más duras de la región con una dureza de CaCO_3 promedio de 217,4 mg/l.

3.5.5. Aptitud para el uso agropecuario. La calidad de un agua para su utilización en irrigación está fuertemente condicionada por la cantidad y tipo de sales disueltas en ella, las cuales en general se presentan en pequeñas aunque significativas cantidades (Ayers & Westcot, 1985). Incluso su significado final se encuentra sujeto al tipo de suelo en que intentará aplicarse y el cultivo de interés a considerar, como así también las tecnologías y modo de uso de éstas al momento de regar.

El total de aguas de la RH13 analizadas en ambas campañas de invierno y verano pudieron clasificarse (con la sola excepción de las aguas del arroyo San José durante el verano, SJCAx) como de tipos C1 y C2 según el esquema de Riverside, a partir de las respectivas conductividades eléctricas (Thorne & Peterson, 1954). De acuerdo a las concentraciones de sodio, calcio y magnesio presentes en todas las muestras, la peligrosidad sódica actual resultó muy baja en ambas estaciones de

estudio, pudiendo calificarse como de tipo S1 según Riverside (Figura 3.20). Ésta comprende valores de RAS de hasta un máximo de 10 (su umbral máximo varía de acuerdo al rango de conductividad eléctrica de una muestra) consistiendo en aguas que pueden utilizarse en casi cualquier suelo sin riesgo de que el Na^+ intercambiable se acumule en demasía y con ello se vean afectadas las propiedades del suelo. Sin embargo, desde el punto de vista de cultivos de interés los riesgos de toxicidad son una estricta función de las características y estrategias de adaptación de las diferentes especies vegetales (Avellaneda *et al.*, 2004). La clasificación de aguas propuesta por Ayers & Westcot (1985) permite confirmar que no existen restricciones de ningún tipo respecto de inconvenientes con la salinidad ocasionadas por el riego con aguas cuyos valores de STD se encuentren por debajo de 450 mg/l, como es el caso general de las aguas superficiales de la RH13 con algunas excepciones estacionales en las que aguas del río Turbio y El Zurdo se han acercado a estas concentraciones. Desde un punto de vista agropecuario, los valores analizados se encuentran dentro de límites de buena aptitud para la utilización de estas aguas con fines de irrigación y bebida animal (FAO, 1985) y en términos generales, con la sola excepción de las aguas del arroyo San José, también se trata de aguas de buena condición natural (EPA, 1994; 2017), (Anexo II).

De acuerdo a la clasificación propuesta para valores alcanzados por el coeficiente de alkali (k) de Hardman & Miller (1934), en todos los casos las aguas analizadas durante el invierno de 2017 resultaron “buenas” ($k > 18,0$), y podrían así utilizarse para irrigación durante muchos años para la irrigación sin necesidad de tomar precauciones especiales para evitar la acumulación de sales en el suelo (Avellaneda *et al.* 2004). Los valores alcanzados de k resultaron altos para todos los cursos de la región ($k\bar{x} = 131,2 \pm 37,6$; $\text{cv}\% = 28,6$), (Tabla 3.8). Durante el verano el coeficiente acusó importantes cambios en casi todas las aguas de la región ($k\bar{x} = 112,1 \pm 67,6$; $\text{cv}\% = 60,0$). No obstante la gran mayoría se mantuvo en la categoría de “buenas” (k entre 6,0–18,0), algunas se aproximaron o bien saltaron a la categoría de aguas “tolerables”, como las provenientes de las secciones TURK ($k = 16,2$), SJCAx ($k = 7,2$) y CIK2x ($k = 19,0$). Esta categoría de aguas significa la necesidad de prestar especial atención durante la aplicación de tecnologías de riego a fin de no provocar acumulación de sales en el suelo, salvo consideraciones especiales en aquellos que presenten buen drenaje (Avellaneda *et al.*, 2004).

Tabla 3.8. Indicadores de aptitud para la utilización de aguas de la RH13 para irrigación a partir del riesgo sódico: ^a Relación de Adsorción de Sodio (RAS); ^b Coeficiente de álcali (*k*); ^c Índice de carbonato de sodio residual de Eaton (1950).

SECCION	RAS ^a		<i>k</i> ^b		CSR ^c	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2
PRBA	0,49	0,54	142,2	170,7	-0,17	+0,13
TU40	0,64	1,49	134,4	32,5	-0,29	-0,47
TURV	0,66	1,08	118,3	23,0	-0,27	-0,82
TURK	0,64	1,21	134,4	16,2	-0,29	-0,37
TULC	0,70	0,79	115,2	75,9	-0,22	-0,02
TURN	0,65	0,79	134,4	95,0	-0,27	+0,03
RUBA	0,48	0,47	170,7	170,7	-0,22	-0,02
PEBA	0,50	0,53	152,5	170,7	-0,02	+0,13
GLPB	0,46	0,48	170,7	213,4	-0,04	+0,08
GLPN	0,52	0,40	142,2	213,4	-0,03	-0,02
GLSS	0,51	0,51	170,7	213,4	-0,19	+0,03
GLSU	0,54	0,55	156,5	170,6	+0,01	-0,02
GLMA	0,60	0,64	153,8	142,2	-0,04	+0,13
GLMB	0,60	0,58	121,9	170,7	-0,07	-0,02
GLBT	0,62	0,71	142,2	142,2	-0,07	+0,13
GLPK	0,63	0,71	121,9	142,2	-0,12	+0,13
ZUBA	1,23	0,73	33,4	85,3	-0,69	+0,23
GCBA	0,87	0,95	42,7	40,6	-0,02	+0,08

En términos de índice de carbonato de sodio residual (CSR) propuesto por Eaton (1950) para evaluar el peligro de sodicidad de aguas de riego y su acción degradante, todas las muestras analizadas en ambas campañas resultaron dentro de la categoría de “aguas recomendables” encontrándose el CSR siempre < 1,25 meq/l y con ello no deberían encontrarse problemas asociados al carbonato de sodio residual en la región (Tabla 3.9). Durante el invierno, las aguas evidenciaron los valores promedio más bajos para el indicador si bien con una importante variabilidad entre cursos de agua ($CSR_{\bar{x}} = -0,167 \text{ meq/l} \pm 0,170$; $cv\% = 102$). Durante el verano el indicador en promedio resultó más elevado para todas las aguas ($CSR_{\bar{x}} = 0,027 \text{ meq/l} \pm 0,292$; $cv\% = 11$) no obstante encontrarse lejos del umbral propuesto para saltar de categoría en términos de peligrosidad sódica. Todos los tributarios menores de las secciones presentadas analizados en ambas campañas también se encontraron en la misma categoría descripta.

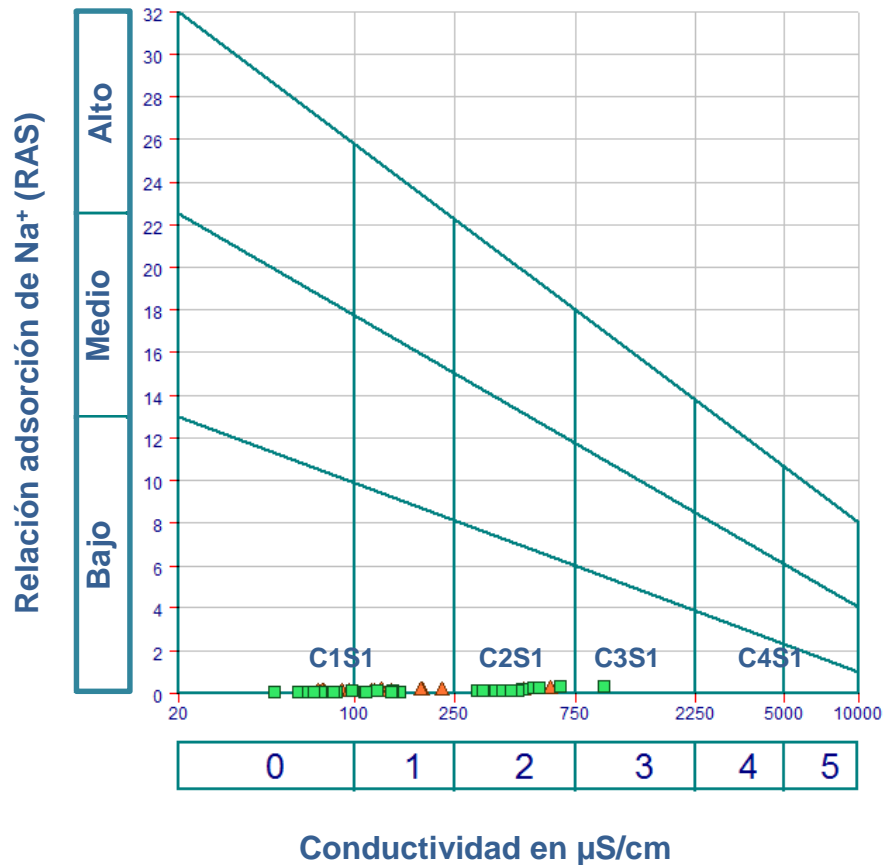


Figura 3.20. Clasificación de aguas muestreadas en las campañas C1 (invierno 2017, en anaranjado) y en la campaña C2 (febrero 2018, en verde) según el esquema de Riverside utilizando los parámetros conductividad eléctrica específica (a 25°C) y la relación de adsorción de sodio (RAS).

La clasificación propuesta por Wilcox (1955) a partir del cálculo del porcentaje de sodio soluble (PSS) permitió catalogar al total de aguas de la RH13, en ambas campañas, como excelentes con la única excepción de la procedente de la sección SJCAx (arroyo San José) que no obstante aún sigue siendo aprovechable para irrigación con recaudos (Figura 3.21).

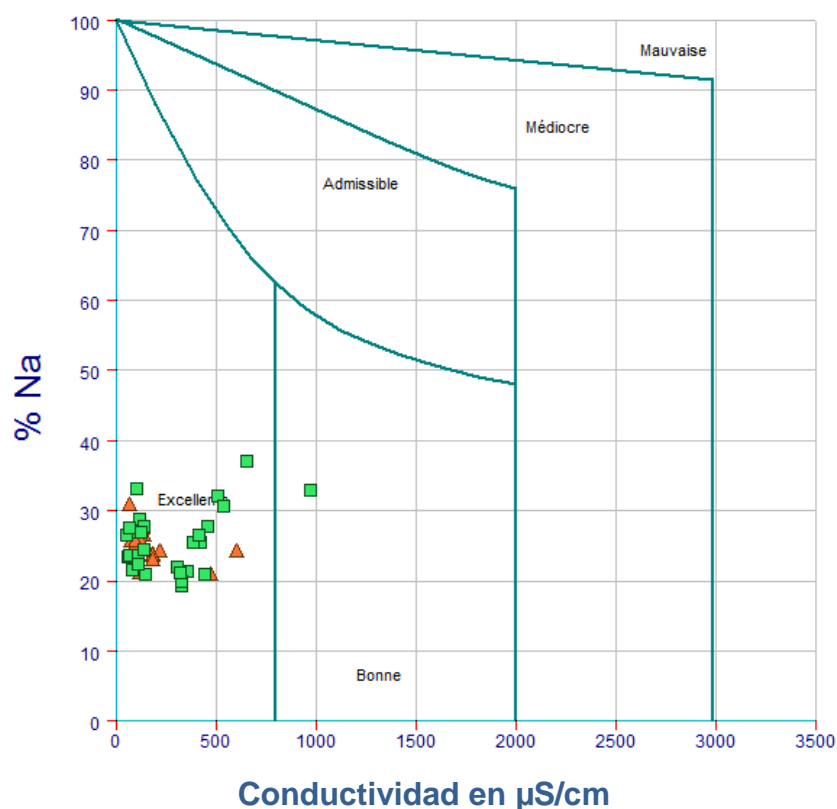


Figura 3.21. Clasificación de aguas muestreadas en las campañas C1 (invierno 2017, en anaranjado) y en la campaña C2 (febrero 2018, en verde) según el esquema de Wilcox, utilizando los parámetros conductividad eléctrica específica (a 25°C) y la concentración del ion Na en relación al total de cationes mayoritarios. Categorías: “Excellent”, aguas buenas a excelentes para irrigación; “Bonne”, aguas buenas a permisibles para irrigación; “Admissible”, aguas permisibles a dudosas; “Médiocre”, aguas dudosas a poco aptas; y “Mauvaise”, aguas no aptas.

3.5.6. Calidad ambiental según concentraciones de O₂ disuelto. En todos los casos analizados en la RH13 durante las campañas de invierno y verano, las concentraciones de OD se encontraron por sobre el valor de referencia considerado como óptimo (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Clasificación de calidades de aguas naturales según su contenido de oxígeno disuelto. Tomado de Weiner (2008).

CATEGORIAS	CONCENTRACION OD (mg/l)
Buena	> 8,0
Ligeramente contaminada	6,5 – 8,0
Moderadamente contaminada	4,5 – 6,5
Altamente contaminada	4,0 – 4,5
Severamente contaminada	< 4,0

3.6. Análisis de agrupamientos posibles (invierno de 2017)

El CA sobre parámetros de interés agropecuario (Tabla 2.1) permitió lograr una clara separación de aguas procedentes de las diferentes secciones evaluadas en el invierno de 2018 en 6 grupos (Figura 3.21). Los ríos El Zurdo (grupo I) y el Gallegos Chico (grupo II) se diferencian claramente entre sí y entre el resto de las secciones de la RH13. Entre éstas, es posible encontrar mayores afinidades por un lado entre las secciones del río Turbio (grupo V), casi la totalidad de secciones del río Gallegos y uno de sus principales tributarios el río Penitente (grupo IV), el segundo mayor tributario del sistema el río Rubens y la primer sección del Gallegos (grupo III). Finalmente el arroyo Primavera (grupo VI) se separa de éstos últimos. Un corrimiento de éste a una distancia de 3,0 permitiría observar cuatro claros agrupamientos entorno a las secciones del Turbio y Primavera (I), el Gallegos y sus tributarios en la cuenca alta (II) y los tributarios de estepa El Zurdo (III) y el Gallegos Chico (IV).

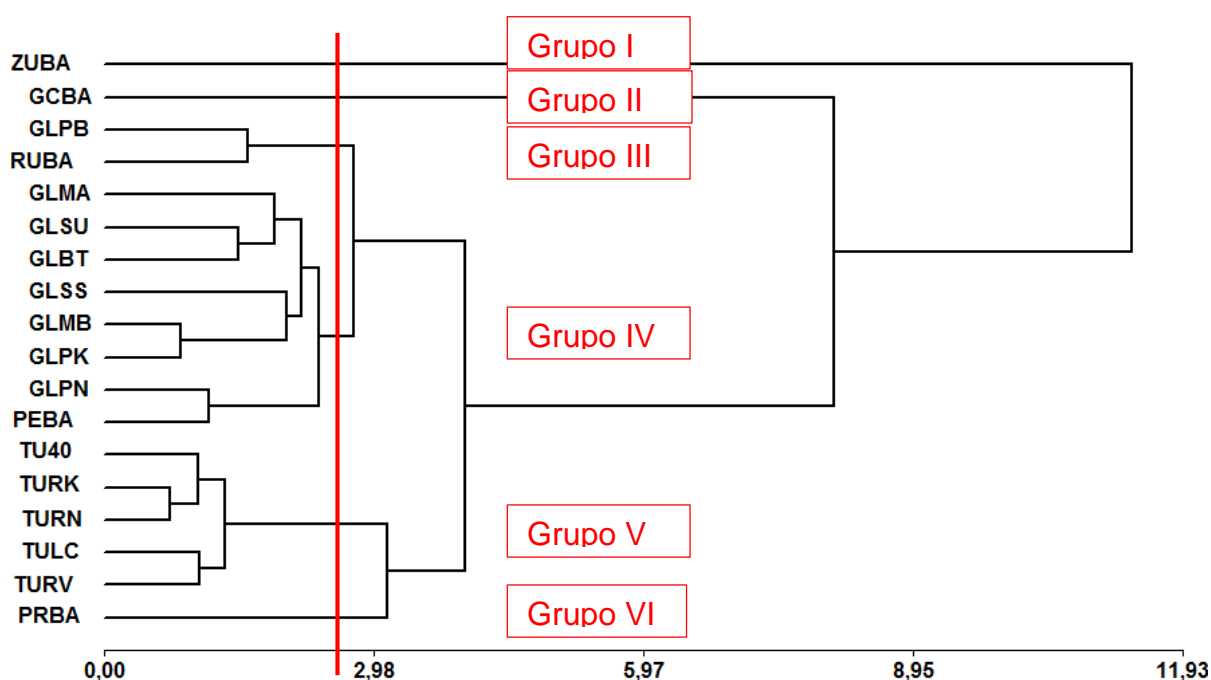


Figura 3.21. Análisis de conglomerados a partir de 13 parámetros de interés agropecuario analizados en muestras de agua de la campaña C1 (invierno de 2017) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,974). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 2,90.

La matriz de autovalores mostró que los primeros dos componentes en el análisis CP permiten explicar más del 70% de la variabilidad y con cinco componentes se supera el 95% (Anexos, Tabla X.1). Los parámetros asociados al CP1 y que permiten esta explicación se analizan en la matriz de autovectores (Anexo, Tabla X.1) y resultaron la CE (+0,31), el RAS (+0,31), el Ca^{2+} (+0,31), el Na^{+} (+0,31), el Mg^{2+} (+0,30) y el k (-0,30). En el componente 2 los principales parámetros fueron el HCO_3^{-} (+0,71) y el K^{+} (+0,71). Un segundo análisis de CA realizado con los 8 parámetros permitió un agrupamiento entorno a cinco grupos de aguas más definidos desde un punto de vista de interés agropecuario, durante el invierno de 2017: todas las correspondientes al curso superior del Gallegos y sus tributarios más importantes en la cuenca alta (grupo III), los tributarios de estepa por separado El Zurdo (grupo I) y el Gallegos Chico (grupo II), el curso medio y bajo del Gallegos (grupo V) y todas las secciones del Turbio (grupo IV), (Figura 3.22).

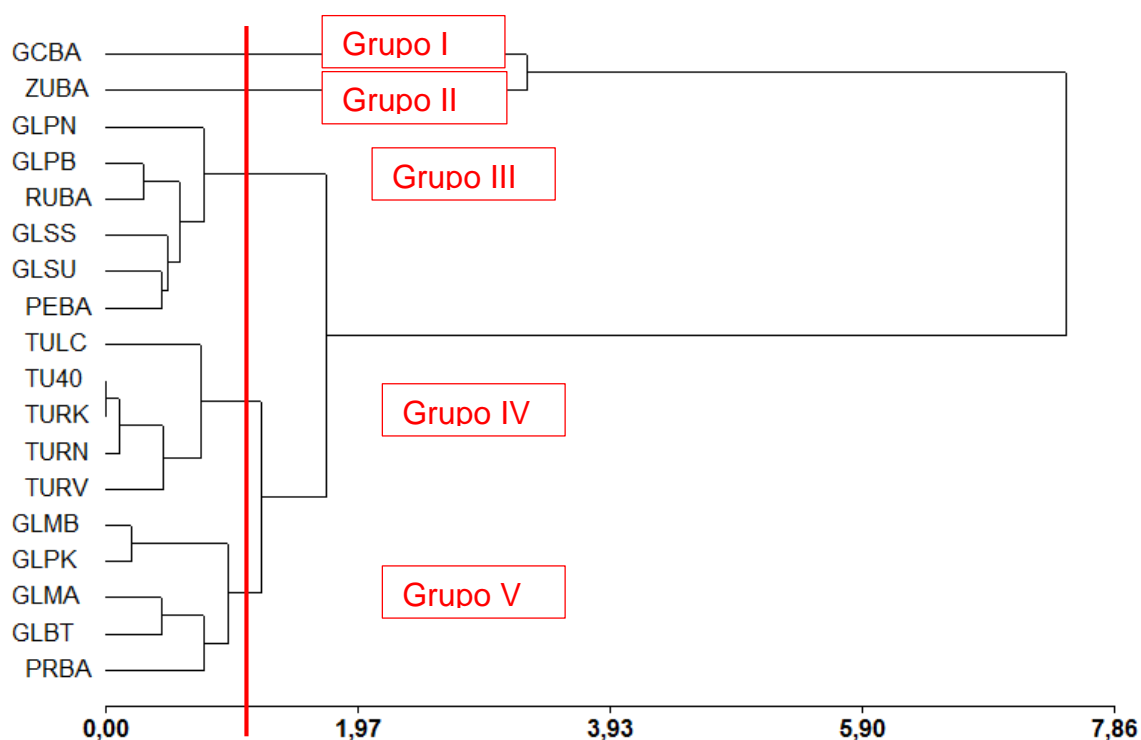


Figura 3.22. Análisis de conglomerados a partir de 8 parámetros de interés agropecuario analizados en muestras de agua de la campaña C1 (invierno de 2017) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,950). Estos parámetros fueron seleccionados entre los que aportaron mayor explicación a la variabilidad durante el análisis de autovectores de componentes 1 y 2 en el análisis de CP (Tabla X.1). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 1,10.

La matriz de autovalores para aguas procedentes de la campaña de verano de 2018 demostró que los primeros dos componentes en el análisis CP permiten explicar más del 70% de la variabilidad y con 5 componentes se supera el 90% (Anexos, Tabla X.2). Los parámetros asociados a los ejes componentes que permiten esta explicación, evaluados en la matriz de autovectores (Anexo, Tabla X.2) difirieron parcialmente del análisis de aguas del invierno y resultaron ser la CE (+0,32), el RAS (+0,30), el Na^+ (+0,31), el Mg^{2+} (+0,30), los STD (+0,32) y el HCO_3^- (+0,31). En el componente 2 los principales parámetros fueron el CSR (+0,45), el ion NO_3^- (+0,57), el ion Cl^- (-0,44) y el $\text{SO}_4^{=}$ (+0,39). El análisis de CA con estos 10 parámetros mencionados permitió un agrupamiento de las secciones de la RH13 evaluadas en febrero de 2018 entorno a seis grupos bien definidos, desde un punto de vista de interés agropecuario. Por un lado, las aguas del arroyo San José, en la cuenca alta del río Turbio (grupo I) y del tramo inferior del Ci Aike – Chico (grupo II) se diferencian claramente del resto de las aguas de la RH13 (Figura 3.23). Por otra parte se diferenciaron las aguas de cursos de estepa como el Roble y el tramo superior del Ci Aike – Chico (grupo III) y las correspondientes al tramo superior de la cuenca del Turbio (grupo IV); las aguas procedentes del tramo medio y bajo del Turbio resultaron afines entre sí junto a las que desaguan la laguna Cóndor (grupo V); y finalmente todas las secciones del Gallegos y sus mayores tributarios de caudal se mantuvieron afines (grupo VI). No obstante existir pequeñas variaciones, la tendencia de agrupamiento de aguas durante el verano resultó bastante similar a lo observado durante el invierno.

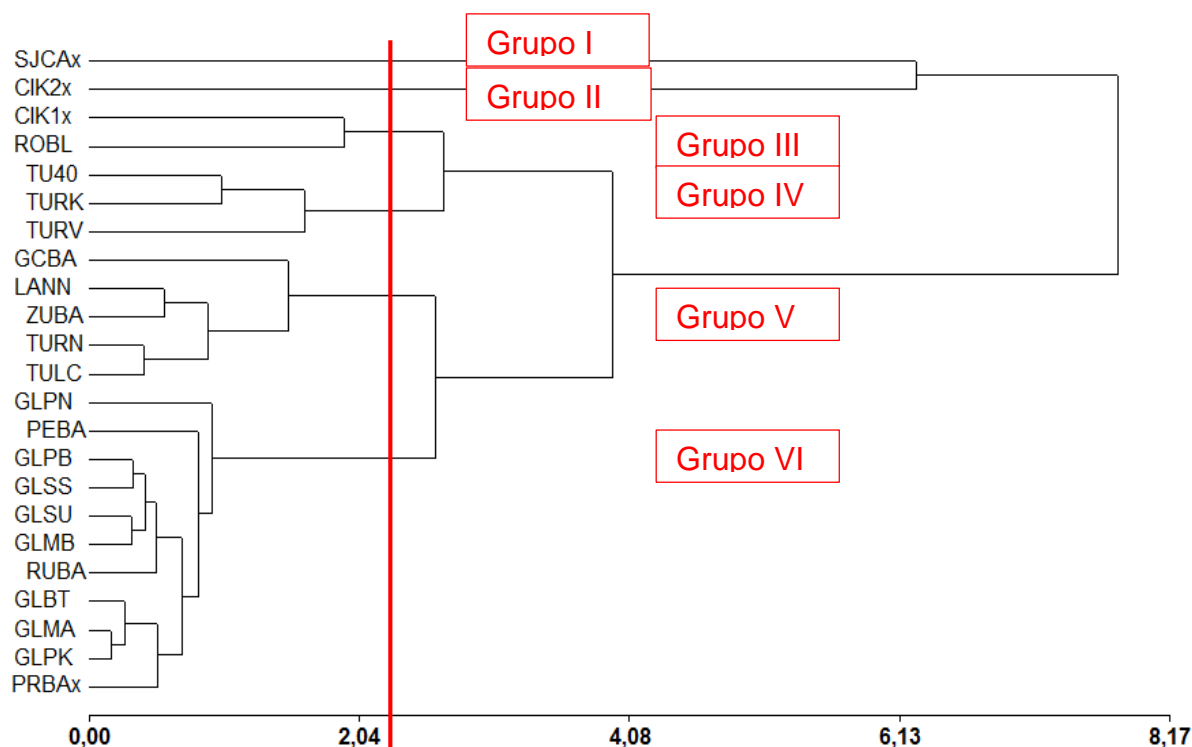


Figura 3.23. Análisis de conglomerados a partir de 10 parámetros de interés agropecuario analizados en muestras de agua de la campaña C2 (verano de 2018) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,918). Estos parámetros fueron seleccionados entre los que aportaron mayor explicación a la variabilidad durante el análisis de autovectores de componentes 1 y 2 en el análisis de CP (Tabla X.2). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 2,10.

La matriz de autovalores, durante la evaluación de agrupamientos posibles de aguas utilizando el conjunto de parámetros de interés ecosistémico durante la campaña de invierno de 2017 demostró que los primeros dos componentes en el análisis CP solo permiten explicar poco más del 50% de la variabilidad entre secciones y son necesarios 7 componentes para superar el 90% (Anexos, Tabla X.3). Los parámetros asociados a los ejes componentes que permiten esta explicación, evaluados en la matriz de autovectores resultaron la CE (+0,40), los STD (+0,43), la alcalinidad de CaCO_3 (+0,38), el ion amonio (−0,33) y la DQO (+0,33) para el componente 1 mientras que en el componente 2 lo fueron el nitrato (−0,30), el fosfato (+0,41), el fósforo total (+0,42), el nitrógeno total (+0,30) y el pH (+0,35). El CA con estos 9 parámetros mencionados permitió un agrupamiento de las secciones de la RH13 evaluadas en agosto de 2017 entorno a seis grupos relativamente bien definidos, desde un punto de vista de interés ecosistémico, similar a lo observado durante el análisis para igual estación con un enfoque agropecuario. El Gallegos Chico (grupo I) y El Zurdo (grupo II) presentan las aguas notablemente distintas al resto en la región (Figura 3.24). Las aguas del río Turbio (grupo V) logran

diferenciarse del resto si bien guardan una relativa cercanía con un subconjunto de secciones sin un vínculo espacial directo como lo son algunas secciones bajas del río Gallegos (GLPK), intermedias (GLBT, GLMB) incluso uno de los afluentes del río Gallegos (PEBA) y el arroyo Primavera, en la cuenca alta del río Turbio (PRBA), (grupo VI). Algunas secciones en el tramo alto del río Gallegos tendieron a agruparse juntas si bien con algunas diferencias difíciles de explicar con la información disponible como la sección GLPB (grupo III) por un lado y por otro algunas secciones intercaladas de la misma región (grupo IV). La propuesta de una línea de corte a mayor distancia no permitió mejores análisis respecto de los agrupamientos logrados.

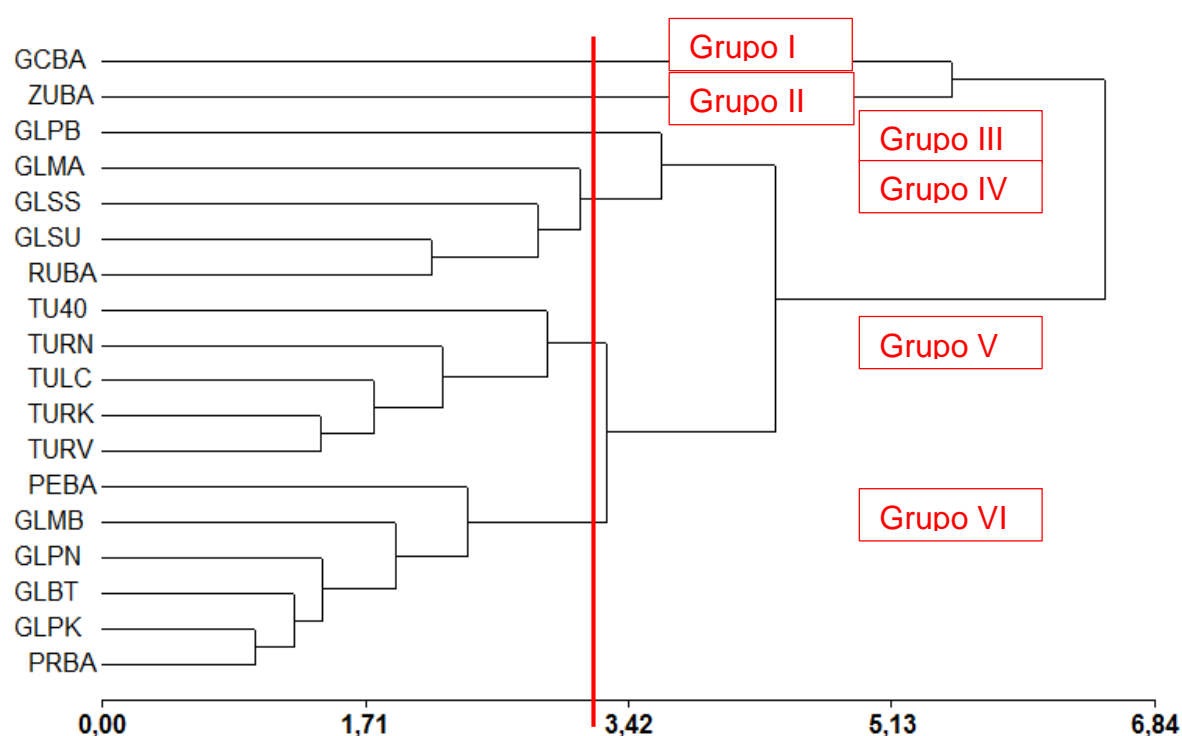


Figura 3.24. Análisis de conglomerados a partir de 10 parámetros de interés ecosistémico, analizados en muestras de agua de la campaña C1 (invierno de 2017) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,900). Estos parámetros fueron seleccionados entre los que aportaron mayor explicación a la variabilidad durante el análisis de autovectores de componentes 1 y 2 en el análisis de CP (Tabla X.3). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 3,20

El análisis de agrupamientos posibles, focalizados en 10 parámetros de interés ecosistémico, resultó un tanto más claro durante el verano de 2018 (Figura 3.25) si bien el grado de explicación aportado por los primeros 2 componentes aún resultó bajo como en el invierno de 2017 (62,0% de acuerdo a la matriz de autovalores), (Tabla X.4). En el componente 1 los parámetros más importantes fueron los STD (+0,40), la CE (+0,40), los nitratos (0,35), el fósforo (0,39), el fosfato (0,39) y la alcalinidad de CaCO_3 (+0,39), mientras que para el componente 2 los SST (-0,47), la DBO (+0,42), la DQO (0,54) y los nitritos (-0,38). La inclusión en esta estación de nuevos tributarios permitió una mejor separación de cursos, como por ejemplo el arroyo San José (grupo I) que evidenció algunos parámetros con valores de concentración marcadamente distintos al resto de las aguas de la RH13. La sección TU40 (grupo II) se aproximó en distancia al anterior. Se trata de la primer sección aguas abajo del anterior y, si bien recibe aguas del arroyo Primavera (PRBAx) con mayor afinidad con el conjunto de secciones del río Gallegos superior y sus principales tributarios (grupo V), manifiesta características comunes al San José, el que recibe descargas pluvio-cloacales de la ciudad de Río Turbio, vertidos de hidrocarburos y una fuerte influencia de la actividad minera regional. Algunos tributarios de estepa en la sección media de la RH13 se aproximaron como CIK2x, LANN y GCBA (grupo III), si bien junto con la casi totalidad de aguas del río Turbio también se asociaron otros tributarios de estepa como ROBL y CIK1x (grupo VI).

Los ríos El Zurdo (ZUBA) y Gallegos Chico (GCBA), tributarios del sistema hidrográfico a mitad de recorrido del curso del río Gallegos, presentaron en agosto de 2017 aguas notablemente diferentes al resto en la región, principalmente a partir de algunos parámetros como la CE, los STD, la alcalinidad de CaCO_3 . Sin embargo durante el estiaje presentaron un importante grado de homogeneidad con las aguas del río Turbio agrupándose en conjunto a una menor distancia respecto a las aguas del río Gallegos. Aquí también resultó evidente un subagrupamiento entre las aguas propias de secciones superiores en la cuenca del río Turbio (TU40, TURV y TURK) y bajas, previo a la confluencia con el Gallegos (TULC y TURN).

El río Turbio se encuentra entre los tributarios menores del sistema hidrográfico en términos de caudales anuales, si bien representa una región que soporta la mayor presión de uso de tierras e impacto de la región. Su recorrido es relativamente corto en distancia pero contiene las descargas pluvio/cloacales de varias poblaciones de diverso tamaño (Río Turbio, Julia Dufour, Turbio Viejo, Rospentek y 28 de Noviembre) a la vez de soportar actividades de diverso impacto en la calidad de las aguas de superficie como la ganadería bovina y ovina, y muy especialmente la explotación, el tratamiento y depositación final de residuos de la explotación del carbón. El arroyo Primavera (PRBA), uno de los mayores contribuyentes en caudales del río Turbio es el que manifiesta características físico-químicas diferentes

al resto de las aguas de la cuenca, presentando más afinidad con las aguas del propio río Gallegos.

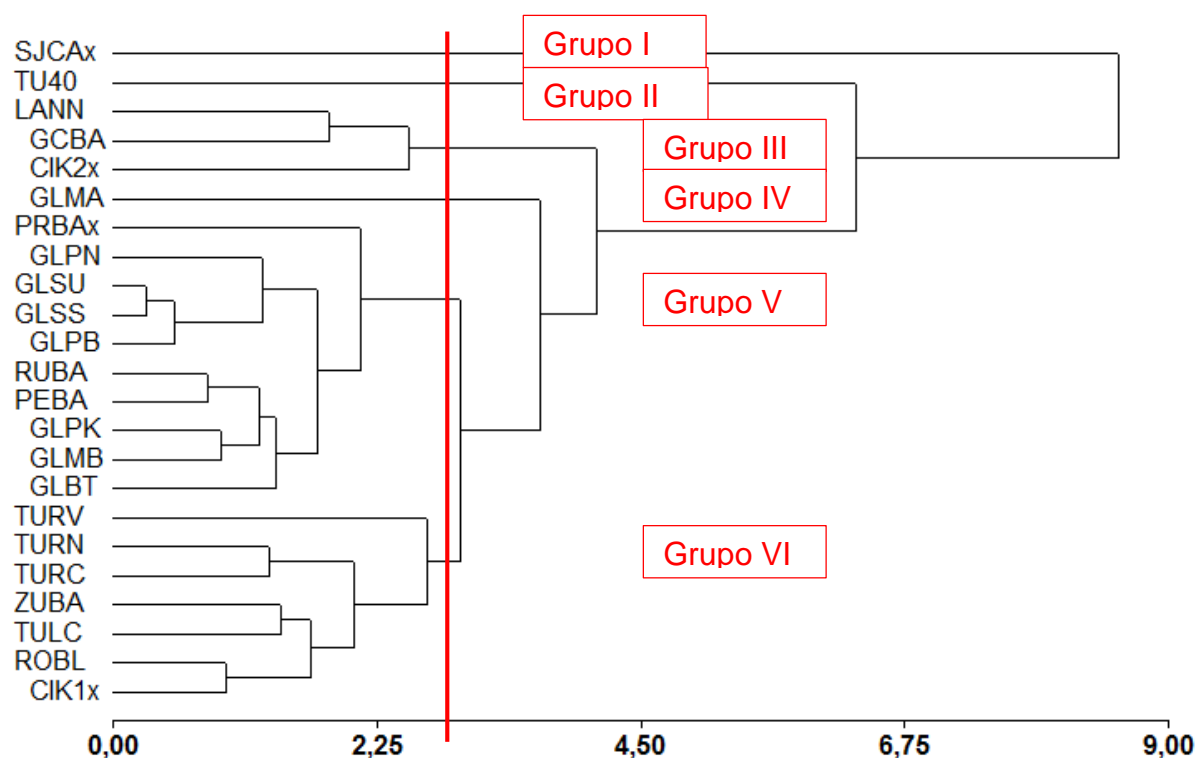


Figura 3.25. Análisis de conglomerados a partir de 9 parámetros de interés ecosistémico, analizados en muestras de agua de la campaña C2 (verano de 2018) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,954). Estos parámetros fueron seleccionados entre los que aportaron mayor explicación a la variabilidad durante el análisis de autovectores de componentes 1 y 2 en el análisis de CP (Tabla X.4). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 2,50

Los primeros dos componentes principales permitieron una explicación de poco menos de un 70% de la variabilidad mostrada por las secciones durante el análisis de agrupamientos posibles de aguas en el invierno de 2017 (Tabla X.5) desde un enfoque ambiental. Los principales parámetros que contribuyen en su explicación son las concentraciones de nitritos (+0,30), los carbonatos (-0,30), la presencia de TPH (+0,30), y la presencia de metales como el As, Zn, Cu y Ag (+0,30), así como Cr, Hg, Pb y Se (-0,30), todos ellos en el componente 1. Por otra parte, en el componente 2 fueron el pH (+0,30), el bicarbonato (+0,43), la alcalinidad de CaCO_3 (+0,43), los STD (+0,41) y la conductividad eléctrica específica (+0,44). Este agrupamiento reflejó bastante similitud al observado durante el análisis de interés agropecuario y el ecosistémico para el invierno de 2017 no obstante es evidente un intercalamiento entre aguas de algunas secciones que no permite establecer del todo una afinidad por ubicación geográfica dentro de algunos de estos grupos (Figura 3.26). Por un lado el Gallegos Chico (grupo I) y El Zurdo (grupo II) claramente se diferencian de las aguas del resto de la región, entre las cuales las secciones

superiores del Gallegos y sus tributarios más importantes (PEBA y RUBA) tendieron a aproximarse (grupos III y IV) y por otra parte las aguas que integran el río Turbio y secciones medias y bajas del Gallegos (grupos VI y VII).

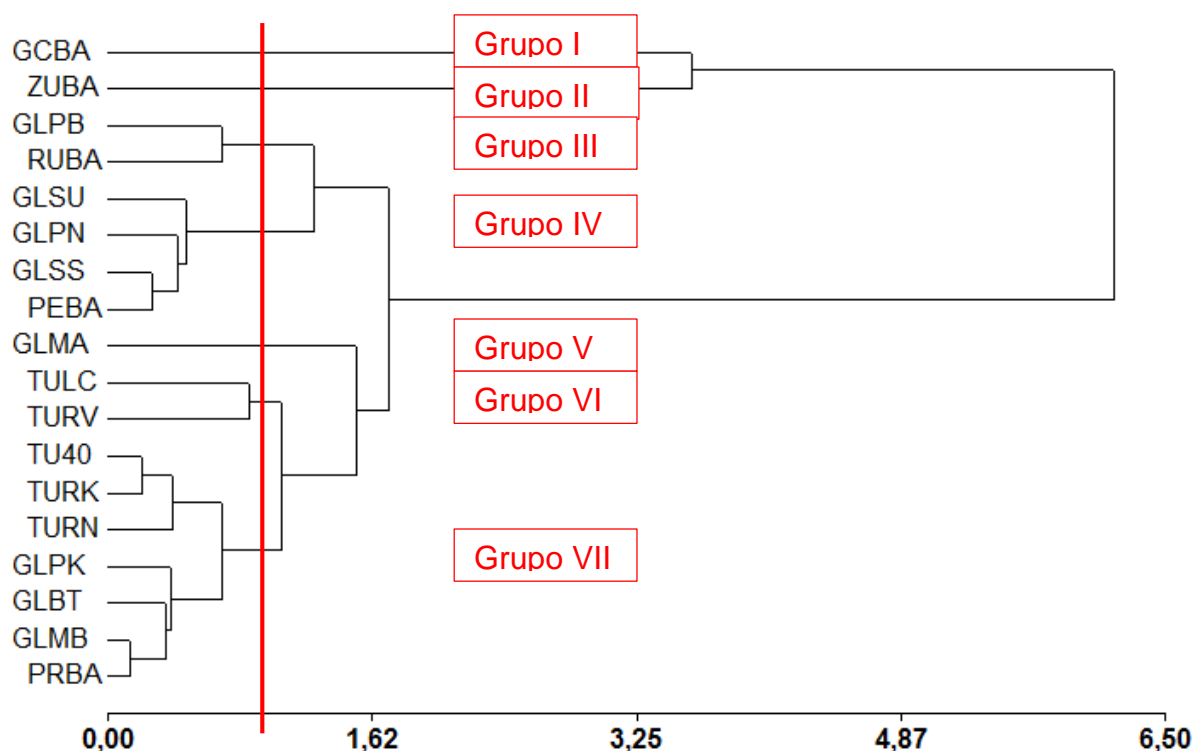


Figura 3.26. Análisis de conglomerados a partir de 16 parámetros de interés ambiental, analizados en muestras de agua de la campaña C1 (invierno de 2017) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,959). Estos parámetros fueron seleccionados entre los que aportaron mayor explicación a la variabilidad durante el análisis de autovectores de componentes 1 y 2 en el análisis de CP (Tabla X.5). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 0,90.

Un poco más de claridad en el agrupamiento de aguas a partir de parámetros de interés ambiental se observó durante los análisis del verano de 2018. Los primeros dos componentes principales permitieron una explicación de casi un 75% de la variabilidad mostrada por las secciones durante el análisis de agrupamientos posibles de aguas en el verano de 2018 (Tabla X.6). Los principales parámetros que contribuyen en su explicación son las concentraciones de carbonatos (-0,29), la totalidad de metales analizados y la presencia de TPH (+0,29), en el componente 1. Por otra parte, en el componente 2 fueron el pH (+0,32), el bicarbonato (+0,44), los coliformes fecales (+0,31), la alcalinidad de CaCO_3 (+0,44), los STD (+0,44) y la conductividad eléctrica específica (+0,44). El arroyo San José claramente se diferenció del resto de las aguas de la RH13 (grupo I), (Figura 3.27). Las secciones altas del Gallegos junto a sus tributarios (grupo II) y las intermedias y bajas (grupo III) permiten interpretar la existencia preliminar de un gradiente geográfico de

afinidades y una fuerte similitud entre sus aguas, diferenciándose claramente de las aguas del Turbio cuyas estaciones se asocian a las analizadas en ríos de estepa sin un ordenamiento fácilmente discernible (grupos IV y V).

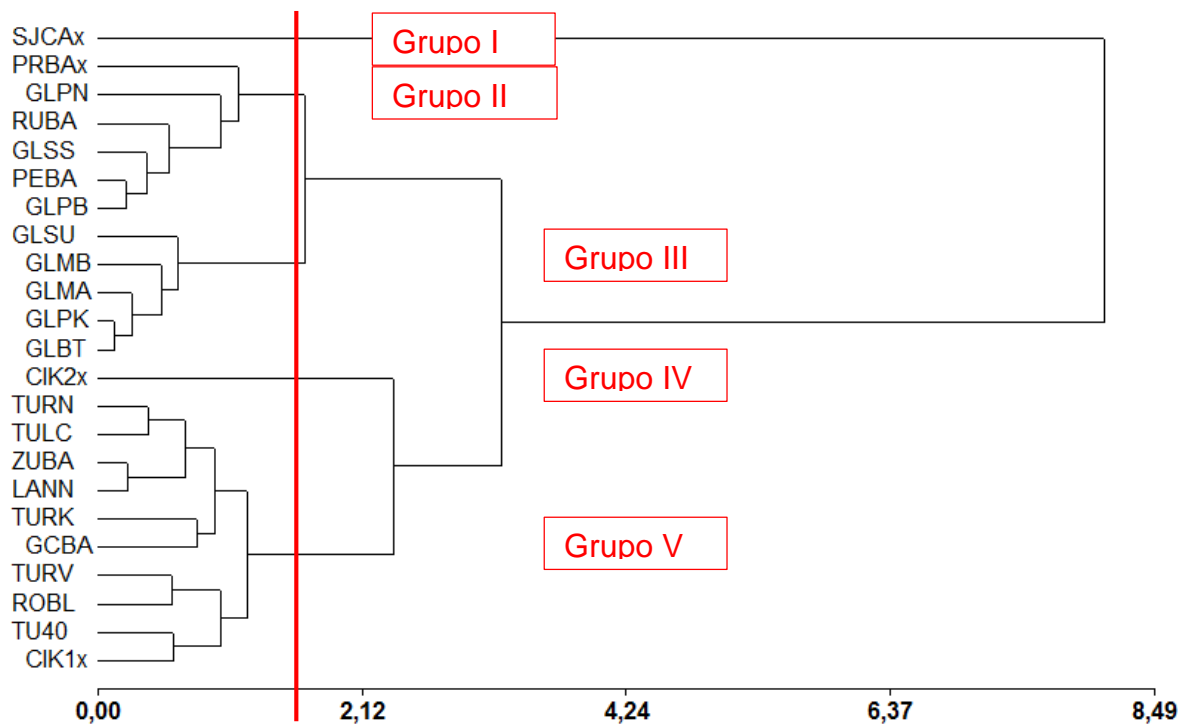


Figura 3.27. Análisis de conglomerados a partir de 6 parámetros de interés ambiental, analizados en muestras de agua de la campaña C2 (verano de 2018) de la RH13, mediante distancia euclídea (coeficiente de correlación cofenética= 0,941). Estos parámetros fueron seleccionados entre los que aportaron mayor explicación a la variabilidad durante el análisis de autovectores de componentes 1 y 2 en el análisis de CP (Tabla X.6). El corte fenotípico se propuso a una distancia= 1,70

3.7. Fisicoquímica de sedimentos

La concentración de elementos químicos adsorbidos en los sedimentos de fondos de ríos, cuerpos de agua y arroyos afectan la calidad de vida de los organismos que tienen al sustrato como hábitat sea por encontrarse en contacto con éste o por alimentarse de él. Estos elementos, transportados por el agua y precipitados en algún momento pueden reincorporarse a la columna de agua dependiendo de la variación de algunos parámetros que determinan las condiciones ambientales como la concentración de oxígeno disuelto, el pH o la temperatura, incluso la velocidad y capacidad de carga de la corriente. Los impactos posibles pueden ser tanto negativos cuando se trata de contaminantes como positivos cuando se trata de nutrientes (Ongley, 1996). Las características fisicoquímicas de los sedimentos dependen mayormente de la geología regional a escala de cuenca o región hidrográfica y del tipo y magnitud de los procesos erosivos presentes que

condicionan la generación, transporte y deposición de minerales en los cursos y cuerpos de agua. El segundo gran factor condicionante son las actividades socioeconómicas en particular aquellas asociadas a la producción de contaminantes, así como las urbanizaciones (ANZECC, 2000b).

La información sobre la producción en cantidad y calidad de sedimentos transportados resulta de fundamental importancia para la planificación y la gestión integrada de los recursos hídricos a escala de cuenca dado que, entre una multiplicidad de aspectos, a) condiciona el riesgo de inundaciones y la gestión de su defensa, b) informa sobre el tipo, intensidad e impactos de actividades agresivas como las agropecuarias, mineras, industriales y forestales aguas arriba, c) impacta en la navegación, d) impacta en la calidad del ambiente para la recreación, e) impacta en la calidad del agua para su uso y consumo, f) puede afectar la geomorfología fluvial, y g) puede afectar infraestructuras asociadas como puentes y tomas de agua. El apropiado conocimiento de la producción y calidad de sedimentos producidos en una región representa una valiosa herramienta de gestión del territorio, si bien paradójicamente se trata de un recurso escasamente conocido y menos aún legislado, especialmente en Argentina.

En términos de calidad, las bases de conocimiento para el establecimiento de límites de concentración admisibles, son aún en la actualidad materia de debate dado que para una gran cantidad de compuestos el solo conocimiento de su potencial toxicidad para la vida acuática analizada en laboratorio no siempre asegura una buena correlación con su biodisponibilidad y comportamiento en condiciones naturales complejas (Bass *et al.*, 2008). Así, los umbrales propuestos en guías de referencia ambiental no representan valores absolutos sino límites que permitirían justificar la necesidad o no de estudios de mayor detalle en caso de ser cruzados. Para ambientes acuáticos considerados de gran valor de conservación o particularmente vulnerables a ciertas contaminaciones, estas guías representan un principio de precaución (ANZECC 2000b) de utilidad para administradores de recursos naturales.

Dentro de los alcances del presente trabajo no se pudo encontrar ninguna correlación de relevancia entre las concentraciones de los diferentes iones mayoritarios, minoritarios y traza cuantificados en el sedimento y el gradiente geográfico a lo largo del recorrido de los diferentes cursos desde sus orígenes respectivos y hasta las desembocaduras o confluencias. Tampoco así entre las concentraciones observadas en sedimentos y la situación promedio en las aguas al momento de muestrearlas.

El Arsénico (As) se encontró en una concentración promedio de $0,97 \pm 0,40$ mg/kg para la casi totalidad de cursos analizados en la región, presentándose una ligera mayor presencia en las secciones del río Turbio ($0,950 \pm 0,411$ mg/kg) respecto a las del río Gallegos ($0,796 \pm 0,201$ mg/kg). La variabilidad en los valores en toda la región es importante ($cv\% = 35,6$) y sin un patrón fácilmente detectable con los datos a disposición. Algunos ríos de estepa mostraron algunas concentraciones ligeramente más elevadas, como por ejemplo CIK1x (1,97 mg/kg) y ROBL (1,27 mg/kg). Sin embargo la concentración más elevada se observó en el arroyo San José (2,01 mg/kg). Todos los resultados se ubicaron por debajo de los umbrales de referencia disponibles para cursos naturales (ANEXO IX).

No se dispone por el momento de una referencia aplicable a concentraciones de Bario en sedimentos de fondo de cursos de agua, con la única excepción al umbral de referencia citado en la Ley Nacional No.24.051 de Residuos Peligrosos para aguas, de 1 mg/l. En la RH13 se observaron concentraciones elevadas en sedimentos, con un promedio de 241,7 mg/kg. La variabilidad, al igual que en el caso del As resultó elevada ($cv\% = 70,1$) y sin un patrón espacial identificable. Resulta importante remarcar algunos valores notablemente más elevados como en el San José (692,0 mg/kg), CiAike – Chico Sur (558,0 mg/kg) y Roble (448,0 mg/kg). El Cadmio (Cd) y la Plata (Ag) no presentaron valores por sobre el umbral de detección propuesto en ninguna muestra de la región. Tampoco así el Mercurio (Hg) con la sola excepción de la sección GCBA que evidenció una concentración de 0,25 mg/kg.

El Cinc (Zn) se presentó en concentraciones bastante similares en la totalidad de secciones, entorno a unos 57,75 mg/kg ($cv\% = 22,3$), con valores relativamente más bajos en las secciones del Gallegos ($56,98 \pm 6,41$) que en las propias del Turbio ($70,00 \pm 25,49$). En todos los casos, los valores observados se encuentran bajo las referencias-guía disponibles.

Tampoco con el Cobre (Cu) se presentaron valores anormalmente altos, encontrándose el promedio regional entorno a 12,6 mg/kg con concentraciones más reducidas en secciones del Gallegos ($9,88 \pm 2,82$ mg/kg) respecto al Turbio ($17,65 \pm 6,80$ mg/kg).



El Cromo se analizó en conjunto para todas las formas de oxidación sin discriminar, evidenciando en toda la región concentraciones que en pocas ocasiones superaron el umbral de detección en laboratorio no obstante lo cual ningún caso supero las referencias internacionales disponibles, como por ejemplo las secciones CIK1x (20,4 mg/kg), ROBL (19,4 mg/kg), SJCAx (17,2 mg/kg) o GCBA (14,2 mg/kg).





Plomo (Pb) y Selenio (se) también se mantuvieron en general bajo los umbrales de detección si bien unos pocos casos mostraron concentraciones ligeramente por sobre estos límites como el arroyo San José (Pb= 14,6 mg/kg), TUL y GLBT (Pb= 10,6 mg/kg), CICKx (Pb= 14,6 mg/kg y Se= 2,56 mg/kg) y finalmente ROBL (Pb= 13,2 mg/kg y Se= 1,12 mg/kg).

El Níquel (Ni) presentó concentraciones variables según las secciones y si bien en ningún caso se superaron los niveles guía en estándares de referencia, en diversos casos las concentraciones resultaron particularmente altas, como por ejemplo ROBL (19,0 mg/kg). En promedio la región evidenció valores de $10,42 \pm 2,19$ mg/kg con una ligera diferencia en más en las secciones del Turbio ($10,47 \pm 4,73$ mg/kg) respecto al Gallegos ($9,42 \pm 0,63$ mg/kg).


En todas las situaciones analizadas las concentraciones de metales en sedimentos se encontraron dentro de los parámetros de referencia.


4. CONCLUSIONES


-  Los diferentes muestreos realizados en el presente trabajo se ubicaron temporalmente en momentos representativos de los hidrogramas estacionales para el curso principal de la región hidrográfica del río Gallegos. Su análisis permitió lograr en una detallada caracterización instantánea de la calidad de las aguas y los sedimentos en la región, propias de dos estaciones contrastantes en términos de la producción de aguas naturales de superficie (invierno y verano). Tras cumplirse 25 años desde el primer y único estudio antecedente disponible, con objetivos y características similares al presente, para la región del Gallegos (Nicolli y Merino, 1993) se logró una actualización de datos que permitirá analizar algunas dinámicas temporales y detectar cambios en los ecosistemas fluviales más importantes de la RH13. Aún es necesaria más investigación para lograr establecer una línea de base sólida de conocimientos que permitan comprender la dinámica espacial y temporal en la calidad de las aguas de la región y más aún, detectar y dimensionar impactos actuales y futuros asociables a las principales actividades socioeconómicas de la región. Sin embargo el presente aporte logrado permite posicionar a la región del río Gallegos como la segunda, junto a la del río Santa Cruz, entre aquellas del territorio provincial con más detallado conocimiento disponible sobre sus recursos hídricos de superficie.
-  Las aguas de superficie en la RH13 pudieron clasificarse durante la temporada 2017–2018 como del tipo sulfatadas y/o cloruradas cálcicas y/o magnésicas durante el invierno tendiendo al tipo bicarbonatadas cálcicas o magnésicas durante el verano. Entre los iones dominantes aparecen el calcio y los carbonatos cuyas concentraciones en conjunto con otros como la conductividad eléctrica, el pH y la baja presencia de sodio permiten clasificar a las aguas de toda la región, salvo pocas y ocasionales excepciones, como de muy buenas aptitudes para su utilización en riego y para la bebida animal. Esta situación permite inferir un interesante potencial de uso para las producciones agropecuarias que en la RH13 no se encuentra actualmente del todo aprovechada en el sector argentino, un aspecto no menos significativo en la región sometida en años recientes a cada vez más frecuentes eventos de sequía y alteración de patrones de precipitación que comienzan a evidenciar algunos impactos negativos en la producción. Como ejemplo de esto pueden mencionarse los eventos del año hidrológico 2014–2015 y 2015–2016 y que han llevado a la declaración de emergencia agropecuaria (hídrica) en este último.


-  En la región de los ríos Primavera, Rubens, Penitente y a lo largo de todo el trazado del río Gallegos, las aguas podrían utilizarse en el riego de la mayor parte de cultivos en prácticamente cualquier tipo de suelo salvo aquellos de muy restringida permeabilidad dentro de la región, sin que resulte probable el desarrollo de condiciones de salinidad que afecten su rendimiento promedio esperado. En el caso de tributarios de estepa como El Zurdo, Roble, CiAike – Chico Sur y Turbio su aptitud para la irrigación sigue involucrando la totalidad de cultivos con la sola excepción de los sensibles en extremo a la salinidad, y solo cuando éstos se cultivasen en suelos con una permeabilidad limitada. En ningún caso se presentan limitaciones respecto a los contenidos de sodio en las aguas de la RH13.
-  Pudo comprobarse la existencia de una dinámica espacial en la fisicoquímica de las aguas de superficie de la región, probablemente como una función de la interacción entre las aguas escurridas y las características de suelos y estratos por los que éstas circulan entre sus nacientes y la desembocadura en el mar (si bien esta comprobación no ha sido parte de los objetivos del presente trabajo), en la cual diversos parámetros tendieron a incrementar o decrementar sus concentraciones a lo largo de los diferentes cursos, principalmente el Gallegos y el Turbio, entre sus nacientes y respectivas desembocaduras. Sin embargo en muchos casos se detectaron importantes variabilidades que no permiten establecer conclusiones definitivas en el comportamiento de los diferentes parámetros hasta tanto no se pueda contar con suficiente información repetida en el tiempo, en la forma de series temporales de registro de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos más importantes.
-  Durante el invierno las aguas de la RH13 evidenciaron una relativa vulnerabilidad ante potenciales contaminaciones debido a una reducida capacidad de amortiguación basada en la alcalinidad de carbonato de calcio. Esto resulta particularmente importante en las zonas con desarrollo minero o próximas a vertidos específicos concentrados como los urbanos. Si bien esta característica resulta dinámica y en el verano las concentraciones resultaron fuera de los umbrales considerados peligrosos con las referencias disponibles, permiten argumentar la necesidad de zonificar la región en términos de vulnerabilidades específicas y con ello aproximar alternativas específicas de regulación de actividades, gestión y conservación.
-  El análisis de contaminación con productos asociados a los hidrocarburos no evidenció presencia en casi ninguna de las aguas estudiadas en el presente proyecto en las dos campañas planteadas con la única excepción del arroyo San José, en la cuenca alta del río Turbio. Por las características físicas y químicas propias de este contaminante y la dinámica hidrológica de superficie

de la región, no puede descartarse ni confirmarse su presencia hasta tanto no se concreten estudios específicos para su rastreo y eventual descripción.


 El análisis de indicadores relevantes para la caracterización de la calidad de los ambientes acuáticos de la RH13 como el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno y la demanda química de oxígeno, permiten clasificar las aguas de la región como en muy buen estado de conservación y libres de contaminación orgánica. No obstante, como en otros parámetros analizados, debe tenerse en cuenta que éstos presentan una importante dinámica temporal en la cual vertidos puntuales o eventos de crecida importante en los ríos entre otros fenómenos antrópicos o naturales, pueden ocasionar cambios en el sistema (como por ejemplo una sobrecarga de sedimentos en suspensión generada por un evento de tormenta significativo) que, en caso de persistir por horas o días, podrían significar cambios drásticos en la calidad con impactos de magnitud diversa para diferentes formas de vida.


 La carga de sedimentos transportada por los diferentes cursos resultó lo suficientemente reducida como para clasificar las aguas de la mayor parte de los cursos de la región como excelentes o claras. Debe tenerse presente, sin embargo, que tanto esta característica como la clasificación posible que resulte de un análisis guarda una estrecha relación con las dinámicas estacionales, mensuales y aún diarias de los caudales e incluso de la forma e intensidad con la cual se ocupe y aproveche el territorio y, por lo tanto, los resultados logrados solo pueden considerarse una imagen de la situación actual, instantánea para cada momento evaluado.


 Se pudo confirmar, en forma preliminar, la existencia de algunas relaciones esperadas entre parámetros físicos, químicos y biológicos, así como entre éstos y la dinámica de caudales o la estación del año. Sin embargo los datos disponibles a partir de tan solo dos campañas conducidas en un año hidrológico promedio dentro de la serie temporal documentada reciente resulta insuficiente aún para confirmarlas y aún para comprender los procesos involucrados en las relaciones que no pudieron confirmarse. Esto determina la necesidad de continuar tanto con estudios sobre estas temáticas como la de invertir en la creación de redes de monitoreo permanente que permitan generar series temporales de datos de utilidad para investigaciones futuras. En especial en el marco global de cambio climático en el que podrían suscitarse impactos en el futuro cercano sobre la calidad de aguas de vital importancia para una región significativa como la RH13 sobre la cual aún persiste un importante vacío de conocimientos sobre sus recursos hídricos.

 La totalidad de las aguas analizadas cumplen con la casi totalidad de umbrales establecidos para diversos parámetros físicos y químicos de calidad establecidas en la normativa vigente para consumo con la excepción de las concentraciones de amonio y flúor. El pH resultó por debajo del límite mínimo


considerado apto para el consumo en algunas secciones del río Gallegos si bien este parámetro presenta una importante dinámica espacial y temporal y no puede definírsele como un atributo permanente que caracterice a esas secciones. La carga de coliformes totales y fecales resultó alta en toda la región en ambas estaciones, excediendo por mucho los umbrales máximos admitidos.


 La normativa de referencia en la provincia contiene umbrales propuestos para unos pocos parámetros en términos de calidad de aguas superficiales. La mayoría de los resultados obtenidos en todas las secciones estudiadas durante ambas campañas se encuentran dentro de éstos con las únicas excepciones de los niveles de DBO₅ y DQB, no obstante encontrarse dentro de los límites de referencia documentados para diversos cursos del mundo libres de contaminación.

 Los análisis realizados en ambas campañas no acusaron concentraciones de metales en agua por sobre los umbrales mínimos de detección en laboratorio con los métodos implementados, en todos los casos coincidentes con los umbrales máximos establecidos en las normas de referencia. Esto no permite afirmar que no existan tales elementos en las aguas analizadas en concentraciones menores a las detectables, cuando menos por el momento, sin embargo si permite la confirmación de aunque estuviesen presentes, no lo son en concentraciones de importancia, según las referencias disponibles. Por otra parte, tampoco puede descartarse la presencia de otros contaminantes no considerados en la normativa vigente y que podrían demandar más investigaciones para su identificación y descripción. La contaminación consiste en un proceso completamente dinámico y dependiente de la realidad de uso de la región y todo esfuerzo de monitoreo regular debería poder adaptarse a esta realidad.



 No se encontraron concentraciones de metales en en los sedimentos de la cuenca del río Turbio o entre sus tributarios principales que se encuentren fuera de las referencias internacionales disponibles para evaluar el estado de contaminación de aguas en cursos naturales, y utilizadas en el presente trabajo como estándar de comparación. Incluso en la situación particular del arroyo San José, el que se encuentra sometido a una importante presión de contaminación por el tipo e intensidad de actividades que se desarrollan en su valle de escurrimiento. Por la escala de trabajo propuesta en la presente obra, no se encontró entre los objetivos alcanzar una caracterización detallada de la composición química y dinámica de contaminaciones puntuales en relación con estas dinámicas socioeconómicas regionales, como así tampoco la identificación de amenazas o riesgos asociados a la presencia de elementos tóxicos, lo cual debe ser parte de más detallados estudios posteriores. Tampoco en el río Gallegos se detectó en ningún momento concentraciones

que igualaran o superaran los niveles guía establecidos por las normas seleccionadas para el análisis comparativo.

 La región hidrográfica del río Gallegos es una unidad territorial relativamente pequeña en el contexto de las que cubren la provincia y otras zonas vecinas con recursos hídricos compartidos. Sin embargo presenta una intensidad de ocupación y uso del suelo, asociado a una diversidad de aprovechamientos socioeconómicos de sus recursos naturales y poblamiento que permiten fácilmente considerarla una de las más importantes, tanto desde un enfoque de planificación de su gestión como de la necesidad de protección y conservación. Las amenazas actuales más importantes que enfrentan los ambientes fluviales de la RH13, como consecuencia de lo mencionado, son relativamente sencillas de identificar si bien se carece de suficiente información de alcance público por el momento como para dimensionar la real vulnerabilidad de los recursos hídricos asociados y con ello establecer los riesgos ambientales existentes. No existen en la actualidad, en el sector argentino de la RH13, redes de monitoreo continuo de parámetros físicos, químicos o biológicos de las aguas de superficie o subterráneas que permitan no solo describir la dinámica natural de fenómenos asociados con la producción y calidad de las aguas sino tampoco monitorear el impacto de las actividades más riesgosas en la región como las asociadas a la explotación del carbón y la eventual producción termoeléctrica en la región alta de la RH13, la explotación de hidrocarburos, la ganadería extensiva de ovinos y bovinos, la explotación forestal, la agricultura extensiva con el eventual uso de agroquímicos o aún la salmonicultura, incluso los impactos asociados a vertidos urbanos que se realizan actualmente en las ciudades de la RH13, sin ningún tratamiento previo. Esta situación necesita revertirse a efectos de asegurar la existencia de suficientes datos confiables y continuos, fundamentales para desarrollar los mejores diagnósticos hidroambientales posibles, asegurar un permanente monitoreo y permitir así, una apropiada planificación.

 Los muestreos conducidos entre el invierno de 2017 y el verano de 2018 en terreno se realizaron con la planta depuradora de carbón de la empresa YCRT fuera de funcionamiento y habiéndose registrado en años recientes una serie de crecientes extraordinarias en afluentes de la zona como el arroyo Primavera y el propio San José que podrían condicionar la extrapolación temporal de los resultados alcanzados en el presente estudio. Esta situación debe tenerse presente durante la interpretación de los resultados y las discusiones planteadas en el presente. Así por ejemplo, algunos indicadores de calidad utilizados para caracterizar las aguas en el presente proyecto como el oxígeno disuelto, las demandas químicas y bioquímicas de oxígeno, entre otros, son fuertemente dependientes de la cotideaneidad de eventos tanto

antrópicos como naturales en la región y que requieren de un seguimiento permanente para una apropiada gestión de los recursos hídricos de superficie, en especial en zonas dentro de la RH13 con alta intensidad y diversidad de uso del suelo.

-  El tipo e intensidad de actividades socioeconómicas y ocupación de la región podría justificar la necesidad de profundizar en estudios que busquen identificar nuevos elementos contaminantes tanto en agua como en sedimentos dado que los tipificados en la normativa ambiental actual solo permiten cubrir un espectro muy acotado de lo que podría esperarse en ríos de la región, en especial si se toma en consideración el grado de conocimiento ya disponible en ríos del mundo sometidos a las mismas condiciones de uso que los de la RH13.
-  No se dispone de suficiente conocimiento documentado sobre el tipo e intensidad de las actividades socioeconómicas que se realizan en el sector chileno de la RH13, que representa un 36% de la extensión total del territorio, concentrando en éste una gran proporción de las zonas de recarga hídrica de la región, en las cuencas vertientes de los ríos Rubens y Penitente. La Dirección General de Aguas de la República de Chile ofrece un importante volumen de información de interés hidrométrico e hidrológico a través de servicios de información públicos vía internet gracias al cual es posible realizar caracterizaciones del agua a lo largo del tiempo, pero no resulta suficiente para asegurar un seguimiento regular del posible impacto de las actividades que allí se realizan sobre la calidad y producción de aguas de la región. Existen importantes instrumentos jurídicos e institucionales, como el Comité de Integración Austral en el marco de las relaciones binacionales existentes entre Argentina y Chile, que podrían ser utilizados como un ámbito de discusión y cooperación permanente para asegurar la gestión integrada de los recursos hídricos en la RH13. A la fecha, entre las actas de reuniones anuales publicadas desde 2005 a 2017 no se presenta constancia de intercambios relacionados con estos temas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alabaster J.S. & Lloyd R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. FAO, Great Britain University Press. 365p.
- ANMAT. 2017. Código Alimentario Argentino: Capítulo XII Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. En: http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoo/CAPITULO_XII.pdf. Ley No.18284/72. Admin. Nac. de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica, Ministerio de Salud. http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp.
- ANZECC. 2000 (a). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and marine Water Quality. Vol.1: Guidelines. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand and the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. En: <http://www.mfe.govt.nz/publications/fresh-water/anzecc-2000-guidelines>. Último acceso el 17/01/2018.
- ANZECC. 2000 (b). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and marine Water Quality. Vol.2: Aquatic Ecosystems – Rationale and Background Information. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand and the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. 678p.
- Appelo C. & Postma D. 2004. Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2nd Edition, CRC Press, London. 683p.
- Arcos Pulido M.P., Ávila de Navia S.L., Estupiñán Torres S.M. y Gómez Prieto A.C. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. NOVA - Publicación Científica 3(4), Julio-Diciembre: 1-116.
- Arzac G. y Barbagallo J.A. 1993. Evaluación del sistema de captación de agua – Río Gallegos. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones y Gerencia de Saneamiento Empresa Servicios Públicos S.E. 79p.+anexos.
- ATSDR. 1999. Toxicological profile for total petroleum hydrocarbons (TPH). Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Atlanta, GA, USA. 315p.
- ATSDR. 2017. Toxic substances Portal. Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Atlanta, GA, USA. En: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>. Accesada por última vez el 16/01/2018.
- Avellaneda M.O., Bermejillo A.I. y Mastrantonio L.E. 2004. Aguas de riego, calidad y evaluación de su factibilidad de uso. EDIUNC, Universidad nacional de Cuyo. Mendoza. 143p. ISBN 950-39-0030-1.
- Ávila de Navia S.L., Estupiñán Torres S.M., Chavarro F.H. y Acero D.A. 2013. Indicadores bacterianos no habituales de la calidad de aguas naturales. Cuadernos de Investigación UNED (Diciembre): 283-287.
- Ayers R.S. & Westcot D.W. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No.29 Rev.1. 186p.
- Ballance R. 1996. Field testing methods. Chap.6: 17p. In: Water Quality Methods - A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Bartram J. & Ballance R Eds., UNEP/WHO.
- Bilotta G.S. & Brazier R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research 42, Elsevier: p.2849-2861.
- Caballero A.L. 2008. Valoración cuantitativa del impacto minero industrial del carbón en un curso de agua – caso del arroyo San José de río Turbio, Santa Cruz. Informe Técnico No.3. UNPA, UART. 67p.
- Caballero A.L. 2009 (a). Evaluación preliminar de depósitos de estériles y sedimentos provenientes de la actividad carbonífera en río Turbio. ICT-UNPA-3-2009, ISSN: 1852-4516. 25p.
- Caballero A.L. 2009 (b).Diferenciación de efluentes minero industriales del carbón y poblacionales mediante el uso de la estadística multivariada: un análisis sobre las descargas al arroyo San José de Río Turbio en la provincia de Santa Cruz. ICT-UNPA-1-2009, ISSN: 1852-4516. 29p.
- Caballero A.L. 2009 (c).Valoración del impacto de efluentes minero industriales del carbón en el arroyo San José de Río Turbio en Santa Cruz. ICT-UNPA-4-2009. 28p.

- Caballero A.L. 2010. Análisis comparativo entre la salida y la descarga de efluentes provenientes de las minas de carbón de Río Turbio, Santa Cruz. *Revista ICT-UNPA-23-2010*: 188-213
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2002. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total Particulate Matter. 13p.
- Carrión R. y La Mattina D. 2015. Manual de capacitación: Medición del agua de riego. 1er Ed. UCAR, Unidad de Cambio Rural. 13p.
- Casalnuovo, M., Castro F. y G. Guglielminetti. 2014. Generación de información tendiente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos. Informe Final Consejo Federal de Inversiones (CFI). 165 pp.
- Castro L.M. y Escobar Y.C. 2010. Análisis de tendencia y homogeneidad de series climáticas. *Revista Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente* (9): 13p.
- Caux P.Y., Moore D.R.J. & MacDonald D. 1997. Ambient water guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments. Technical Appendix, Water Management Branch, Environment & Resource Management Div., Ministry of Environment, Lands and Parks, Canada. 146p.
- CCME. 2001. Canadian Council of Ministers of the Environment. Accesada por última vez 18/01/2018. En: <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.
- CFI. 1995. Mapa hidrogeológico, Zona Sur de la Provincia de Santa Cruz. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones. 80p.+ anexo cartográfico.
- Chapman D. & Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. Chap.3: 60p. In: Water quality assessments, A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd. Edition. Chapman D. (Ed.), UNESCO/WHO/UNEP.
- CNEA. 1998. Análisis de aguas superficiales a demanda de la empresa Servicios Públicos Sociedad del Estado. Laboratorio de la Comisión Nacional de Energía Atómica. Inédito.
- Coutant C.C. 1999. Perspectives on temperature in the Pacific Northwest's fresh waters. Oak Ridge National Laboratory Environmental Sciences Division Publication 4849 (ORNL/TM-1999/44). 124p.
- Custodio E. 2001. Principios básicos de química y radioquímica de aguas subterráneas. Tomo I, Sección 4: p177-198. En: Custodio E. y Llamas M.R. (2001), Hidrología Subterránea. Ed. Omega, 2 Tomos. 2.350p.
- Davisson M.L. 2001. Organic matter in rivers: The crossroads between climate and water quality. 21st. Century River City Symposium, Missouri Botanical Garden, April 27: 28p.
- DGA. 2018. Información oficial hidrometeorológica y de calidad de aguas en línea. En: <http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes>. Accesada por última vez 11/01/2018.
- Diaz B.G. y Giménez M. 2015. Zonificación y codificación hidrográfica en Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). Actas Congreso Nacional del Agua, 15 al 19 de Junio. Paraná, Entre Ríos. 12p.
- Diaz B.G., Monserrat M.M., Tiberi P.E., Marderwald G., Hofmann C., Caparrós L., Mattenet F., Zepa D., Billoni S.L. y Martínez L. 2016. Hidrología superficial de la Región Hidrográfica del río Gallegos (Sur de la provincia de Santa Cruz, Argentina). *Revista Digital UNPA ICT-151-2016*, Vol.8(3): p136-161.
- DIFROL. 2018. Comité de Integración Chile – Argentina. Ministerio de Relaciones Exteriores, Dirección Nacional de Límites y Fronteras del Estado, Gobierno de Chile. En: <http://www.difrol.gob.cl/argentina/comite-de-integracion-chile-argentina.html>. Último acceso: 01/10/2018.
- Dissanayake C.B. & Weerasooriya S.V.R. 1985. A geochemical classification of groundwater of Sri Lanka. *J. Natn. Coun. Sri Lanka* 13(2): 147-186.
- DPRH – CAP. 1996. Disposición No.004/1996.
- Ellis M.M. 1937. Detection and measurement of stream pollution. US Dept. Commerce, Bureau of Fisheries, USA. 86p.

- Enderlein S., Rainer E., Enderlein E. & Williams P. 1996. Water quality requirements. Chap.2: 29p. In: Water quality assessments, A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd. Edition. Chapman D. (Ed.), UNESCO/WHO/UNEP.
- EPA, HSE. 2010. Joint position paper No.1 – Nitrates in water. Environmental Protection Agency, Health Service Executive (Ireland). 5p. En: <http://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/nitratepositionpaper.html>
- EPA. 1986. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 440/5-86-001. 900p.
- EPA. 1992. Secondary Drinking Water Regulations: Guidance for Nuisance Chemicals. PA810/K-92-001. <http://www.epa.gov/safewater/consumer/2ndstandards.html>. United States Environmental Protection Agency.
- EPA. 1992. Secondary Drinking Water Regulations: Guidance for Nuisance Chemicals. PA810/K-92-001. <http://www.epa.gov/safewater/consumer/2ndstandards.html>. United States Environmental Protection Agency.
- EPA. 1994. Water Quality Standards Handbook. 2nd Ed. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 823-B-94-005a. 202p.
- EPA. 2003. Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS): potential approaches. United States Environmental Protection Agency, Office of Water. 58p.
- EPA. 2013. Integrated water quality report 2012 – Monaghan and Louth. Environmental Protection Agency, Ireland. 80p. <https://www.epa.ie/pubs/reports/water/waterqua/iwqmolou/>.
- EPA. 2016. Aquatic life ambient water quality criteria. US Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-ambient-water-quality-criteria>.
- Esteves J.L., Gil M. y Harvey M. 1996. Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y material en suspensión de la cuenca Turbio – Gallegos. Informe Técnico No.12, Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. GEF/PNUD/WCS/FPN. 12p.
- 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>
- Freeze A.R. & Cherry J.A. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall. 604 p.
- Freitas M.P., Moreira Laskowski M.M. Dalke C.R., Dalzoto P.R. & Pimentel I.C. 2008. Persistence of total and fecal coliforms and *Pseudomonas aeruginosa* in natural water samples from rivers that supply a water treatment station in Curitiba, Brazil. *Estud. Biol.* 30(70-72): 63-69.
- GHS. 2012. EasyQuim v5.0. Grupo de Hidrología Subterránea. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC) y el Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA – CSIC). En: <https://h2ogeo.upc.edu/es/software-hidrologia-subterranea/11-software-hidrologia-subterranea/42-easy-quim>
- Gil M., Harvey M. y Esteves J.L. 1996. Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y material en suspensión de la cuenca Turbio – Gallegos. Informe Técnico No.12, Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. GEF/PNUD/WCS/FPN. 12p.
- Güler C., Thyne G.D., McCray J.E. & Turner A.K. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, 10: p.455-474.
- Hem J.D. 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. USGS Water Supply Paper 2254, 3rd Ed. USA. 272p.
- INDUSER. 2008. Análisis de aguas superficiales. Informe de laboratorio para SERMAN y Asociados SRL para muestreo de aguas superficiales realizadas entre los días 3-15 de abril de 2008. 29p.
- INTA & UNPA (Inédito). Informes Finales de Proyectos de Investigación Aplicada "Línea de base hidrometeorológica preliminar y planificación territorial a escala de cuenca en el sistema hidrográfico del río Gallegos", UNPA PI2 29/A288-2012 (2012-2013); "Dinámica hidrológica y balance hídrico superficial en la cuenca del río Gallegos (Santa Cruz, Argentina), UNPA PI2 29/A326-2017 (2014-2016); y "Dinámica hidrometeorológica en la Cuenca del Río Gallegos" INTA PRET Zona Sur 1.c2013.2.91.3.8.

- LAKEFIELD RESEARCH ARGENTINA. 2001. Agua Superficial y Subterránea, Provincia de Santa Cruz. Tarea 3 Segundo Proyecto de Asistencia Técnica para el Desarrollo del Sector Minero Argentino (PASMA II), Inventario de Recursos Naturales y Humanos Zona Sur. Convenio BIRF 4282-AR.
- Latysh N. & Gordon J. 2004. Investigation of differences between field and laboratory pH measurements of National Atmospheric Deposition Program / national trends network precipitation samples. *Water, Air and Soil Pollution* 154: 249-270.
- Lecca R.E. y Ruiz L.E. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data* Vol.17(1): 71-80p.
- López P.M., Seoane R.S., Fornero L.A., Rodríguez J.L. y Núñez M.S. 2007. Análisis de tendencia en series autocorrelacionadas. XXI Congreso Nacional del Agua CONAGUA2007, Tucumán. CD Actas. 8p.
- Luján Roca D.A. 2014. *Pseudomonas aeruginosa*: un adversario peligroso. *Acta Bioquím. Clin. Latinoam* 48(4): 465-474.
- McCutcheon S.C., Martin J.L. & Barnwell T.O.Jr. 1993. Water quality. Ch.11. In: *Handbook of hydrology*. Maidment D.R. (Ed.), McGraw-Hill, USA.
- McKee J.E. & Wolf H.W. 1963. Water quality criteria. 2nd Ed., Publication 3-A, California State Water Resources Control Board, USA. 583p.
- Ministerio de Relaciones Exteriores y Culto. 2018. Comités de Integración. Gobierno de la República Argentina. En: <https://integrac-fronteriza.cancilleria.gob.ar/chile/integracion-austral>. Último acceso: 06/10/2018.
- Montserrat M.C., Diaz Boris G., Bonfili O. y Almonacid L. 2016. Banco de datos hidrometeorológicos de Santa Cruz. 3er. Encuentro de Formadores en Recursos Hídricos IFRH2016. 6 y 7 de Octubre, Ezeiza, provincia de Buenos Aires. Organizado por Instituto Nacional del Agua. Submission 65.
- Morris W.C. 2017. Coliform bacteria – An indicator of water quality. Doc. SP392-B 6/07 07-0293. En: <https://extension.tennessee.edu/publications/Documents/Forms/AllItems>. Inst. of Agriculture, Univ. of Tennessee. 2p.
- Mostafa K.M.G., Cong-qiang L., Mottaleb M.A., 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*, Mostafa K.M.G. (Ed.), Springer – Verlag, Berlin.
- Mylavarapu R. 2011. Impact of phosphorus on water quality. University of Florida IFAS Extension SL275, Soil and Water Science Dept. 4p.
- Nasreen M., Sarker A., Malek M.A., Ansaruzzaman M. & Rahman M. 2015. Prevalence and resistance pattern of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from surface water. *Advances in microbiology* 5: 74-81.
- Neal C., Wilkinson J., Neal M., Harrow M., Wickham H., Hill L. and Morfitt C. (1997). The hydrochemistry of the headwaters of the river Severn, Plynlimon. *Hydrology and Earth System Sciences* 1(3): 583-617.
- Nicolli H.B. y Merino M.H. 1993. Caracterización geoquímica de las aguas de la cuenca de los ríos Turbio y Gallegos, provincia de Santa Cruz. Informe Final Consejo Federal de Inversiones (CFI). 81p.
- Nordin R.N., Pommen L.W. & Meays C.L. 2009. Water quality guidelines for nitrogen (Nitrate, Nitrite and Ammonia). Water Stewardship Div., Min. of Environment, British Columbia, Canada. 29p.
- OECD. 2007. Proposed system of surface water quality standards for Moldova. Technical Report. EAP Task Force. 49p.+annexes.
- Ongley E. 1996. Sediment measurements. Ch.13: 15p. In: *Water Quality Monitoring – A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Bartram J. & Balance R. (Ed.), UNEP/WHO.
- Piper A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analysis. *EOS Trans. Am. Geophys. Union* 3: 914-923p.

- Poole G.C. & Berman C.H. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management* 27:787-802.
- Radtke D.B., Davis J.V. & Wilde F.D. 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/>.
- Rice E.W., Baird R.B. & Eaton, A. D. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (AWWA), Water Environment Federation. 23th Edition. Washington, DC. Pat 1000:541p.
- Ríos-Tobón S., Agudelo-Cadavid R.M., Gutiérrez-Builes LA. 2017. Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública* 35(2): 236-247. DOI: 10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08.
- Rounds S.A. 2006. Alkalinity and acid neutralizing capacity. Chap. A6., sec. 6.6 (July). In: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 9. Accesado el 09/01/2018 en: <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/>.
- Salmi T., Määttä A., Anttila P., Tuija-Ruoho A. y Amnell T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – The Excel template application Makesens. Publications on air quality No.31, Finnish Meteorological Institute. ISBN 951-697-563-1. 35p.
- Sami K. 1997. Impacto de la actividad minera de Yacimientos Carboníferos Fiscales en los recursos de agua del sistema del río Turbio, provincia de Santa Cruz, Argentina. Report No.1997-0303, Consejo de Geociencia, República de África del Sur., Pretoria. 37p.
- Sánchez Sánchez J.A., Álvarez Legorreta T., Pacheco Ávila J.G., González Herrera R.A. y Carrillo Briebzca L. 2015. Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del Estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* v.32(1): 62-76.
- Schuettelpelz D.H. 1969. Fecal and otal Coliform tests in water quality evaluation. Research Report No.42, Dept. Natural Resources, Madison, USA. 36p.
- SEGEMAR. 2006. Estudio de impacto ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales – SEGEMAR e YCRT. 263p.
- SERMAN. 2011. Monitoreos ambientales, Central Termoeléctrica a Carbón Río Turbio, Santa Cruz.
- Shock C.C. & Pratt K. 2003. Phosphorus effects on surface water quality and phosphorus TMDL development. Western Nutrient Management Conference vol.5, Salt Lake City, USA: p211.220.
- Singleton H. 2001. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments. Overview Report, Ministry of Environment, British Columbia, Canada. 11p.
- SSRH. 2018. Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI). Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación – COHIFE. En: <http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/>. Accesada por última vez 2018-09-15.
- Stumm W. & Morgan J.J. 1995. *Acuatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. Ed. Wiley, ISBN: 978-0-471-51185-4. 1040p.
- Subyani A.M. & Al-Ahmadi M.E. 2009. Multivariate statistical analysis of groundwater quality in Wadi Ranyah, Saudi Arabia. *Journal of King Abdulaziz University Earth Sciences*, 21(2): 29-46.
- Sullivan A.B., Snyder D.M. & Rounds S.A. 2010. Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon. *Chemical Geology* 269: p.12-21.
- Sullivan D.J. 2000. Nutrients and suspended solids in surface waters of the Upper Illinois River Basin in Illinois, Indiana and Wisconsin, 1978 – 1997. Water Resources Investigations Report 99-4275, USGS.62p.
- Taboada O., Andreone R., Nuñez U., Calafiore A., Balcazar E. y Luna R. 2011. Informe de Impacto Ambiental Yacimientos Carboníferos Rio Turbio.
- THE BRITISH COLUMBIA GROUND WATER ASSOCIATION. 2007. Total, fecal and *E. Coli* bacteria in groundwater. Water Stewardship Information Series (February): 2p.

- Thirumalini S. & Kurian J. 2008. Correlation between electrical conductivity and total dissolved solids in natural waters. *Malaysian Journal of Science* 28 (1): 55-61.
- Thorne W.D. & Peterson B.H. 1954. *Irrigated soils: their fertility and management*. Constable & Company, London, UK. 392p.
- 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(2): 19-22.
- Université d'Avignon. 2014. Diagrammes. En: <http://www.lha.univ-avignon.fr/>
- USDA. 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Agr. Handbook No.60, US Salinity Lab. Staff. Richards LA Ed. 172p.
- USDI. 2001. *Water measurement manual*. A water resources technical publication. US Dept. of Interior & US Dept. of Agriculture, USA. 317p.
- USEPA. 1976. *Quality criteria for water*. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA-440/9-76- 023. 501 p.
- USEPA. 2014. Inorganic analytes. Chap.3: 28p. In: *Hazardous waste test methods*. SW-846 Rev.5. En: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap3_1.pdf
- UTN. 2015. *Línea de Base Ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio (CTRT)*. Cap.5, Addenda EIA de Operación de la CTRT. 278p.
- Van der Aa N.G.F.M. 2003. Classification of mineral water types and comparison with drinking water standards. *Environmental Geology* 44: 554-563p.
- Verma A., Xiupeng W. & Kusiak A. 2012. Predicting the total suspended solids y wastewater: a data-mining approach. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, ELSEVIER No.26(4): p.1366-1372.
- Weber Scanell P. & Duffy L.K. 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.
- Weiner E.R. 2008. *Applications of Environmental Aquatic Chemistry, a practical guide*. CRC Press, Second Ed. USA. ISBN 978-0-8493-9066-1. 436p.
- WHO. 1993. *Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods*. Organization for Economic Co-operation And Development (OECD). 291p.
- 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: 8p.
- 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. 2011. *Hardness in drinking-water*. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/HSE/WSH/10.01/10/Rev/1. 19p.
- Wilcox L.V. 1955. *Classification and use of irrigation waters*. USDA Circular No.969, Washington. 21p.
- Woodard R., Heath J. & Enos C. 1995. *Compilation of sediment & soil standards, criteria & guidelines*. Quality Assurance, Tech. Doc. 7, Dept. of Water Resources, State of California. 77p.
- Wurts W.A. (1993) *Understanding water hardness*. *World Aquaculture*, 24(1):p18.

ANEXO I. SECCIONES DE AFORO, MONITOREO Y MUESTREO DE AGUAS NATURALES Y SEDIMENTOS, 2017–2018.

COD ^a	CURSO	SECCION	LAT ^b	LONG ^b	OBSERVACION
PRBAx	Primavera	Bajo	-51,525	-72,268	Antes de la confluencia con Arroyo San José
GLPK		Palermo Aike	-51,668	-69,645	Aguas abajo de la planta de SPSE en paraje Canillitas
GLBT		Paso del Medio	-51,709	-70,027	Aguas abajo de la confluencia con Gallegos Chico
GLSS		Glencross	-51,869	-71,493	Aguas abajo del puente en Ea. Rincón de los Morros
GLPN		Puente Negro	-51,876	-71,666	Aguas inmediatamente arriba de paraje puente ferroviario
GLPB	Gallegos	Puente Blanco	-51,894	-71,598	Aguas abajo de paraje Puente Blanco sobre RN40
GLSU		Superior	-51,865	-71,316	Aguas arriba de la confluencia con El Zurdo
GLMB		Medio Bajo	-51,855	-70,640	Aguas abajo del puente de Ea. Bella Vista
GLMA		Medio Alto	-51,833	-70,504	Frente al casco de Ea. La Carlota
GLBTx		Buitreras	-51,719	-70,291	Aguas arriba del puente cerca del límite de Ea. Alquinta
TU40		RN40a	-51,544	-72,234	Aguas debajo de la confluencia de Arroyos Primavera y San José
TURK		Rospentek	-51,654	-72,188	Aguas arriba de Rospentek
TURV	Turbio	Turbio Viejo	-51,681	-72,078	Sobre puente RN40 antes de Turbio Viejo
TULC		Laguna Cóndor	-51,742	-71,991	Aguas abajo del desborde de laguna Cóndor
TURN		RN40b	-51,822	-71,702	Aguas arriba del puente RN40 en Ea Glencross
PEBA		Bajo	-51,922	-71,497	Aguas abajo del casco de Ea Rincón de los Morros
PEBAx	Penitente	En la frontera	-51,999	-71,416	Aguas abajo del alambrado internacional en Morro Chico
PEBAo		Bajo	-51,922	-71,495	Aguas arriba de la confluencia con río Rubens
RUBA		Bajo	-51,900	-71,602	Aguas arriba del puente de acceso a Ea Morro Chico
RUBAx	Rubens	Alto Glencross	-51,950	-71,688	En el límite entre Ea Morro Chico y Ea San José
ZUBA		Bajo	-51,865	-71,315	Próximo a la confluencia con río Gallegos
ZUBAx	Zurdo	Puente RN40	-51,993	-71,233	Aguas abajo del puente sobre RN40 en su trazado viejo
GCBA	Gallegos	Bajo	-51,866	-70,560	Aguas arriba del puente ferroviario en Ea Bella Vista
GCBAx	Chico	La Frontera	-51,998	-70,656	Contra límite en el alambrado
ROBL	Roble	Naciente	-51,858	-70,427	Mallines en alambrado de puesto viejo
CREK	Creek	En Morro Chico	-51,955	-71,685	En Morro Chico cerca de confluencia con Rubens
ESPZ	Esperanza		-51,993	-71,610	
LANN	Cóndor	En Glencross	-51,785	-71,648	Aguas abajo del puente en la desembocadura de la laguna
CIK1x	Chico	En Pali Aike	-52,021	-69,921	Aguas abajo del alambrado internacional en Pali Aike
CIK2x		Bellavista Bitsch	-51,807	-69,524	Faldeo oriental del valle frente al casco de la Estancia
SJCAx	San José	En YCRT	-51,536	-72,267	Aguas arriba de la confluencia con el arroyo Primavera

^a Codificación adoptada para cursos y secciones muestreados; ^b Coordenadas de posición en sistema geográfico de referencia WGS84, Instituto Geográfico Nacional POSGAR 2007 (EPSG4326).

ANEXO II. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DE REFERENCIA PARA AGUAS NATURALES EN RÍOS. 2017–2018.

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	VALOR TÍPICO ^b	RANGO REF. ^c	EPA Standard 1994 – 2017 ^o	FAO 1985 ^p	PROMEDIOS PROPIOS ^d	RANGOS PROPIOS ^e
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /l	150,0	5,0 – 250,0	> 20,0	-	68,9 ± 50,8	17,5 – 262,5
Aluminio	mg/l	-	-	-	-	sd	< 0,001 ^f
Amonio (NH ₃ -NH ₄)	mg/l	0,01 – 10,0	< 0,01 – 45,0	-	≤ 5,0	0,24 ± 0,16	< 0,05 ^f – 0,50
Arsénico (As)	µg/l	2,0	< 0,1 – 1.100,0	≤ 10,0	-	sd	< 2,0 ^f
Bacterias aerobias	UFC/ml	-	-	-	-	sd	<30 – >500 ^f
Bario (Ba)	µg/l ^g	60,0	18,0 – 152,0	≤ 2.000,0	-	sd	< 100 ^f – 200
Bicarbonato (HCO ₃)	mg/l	58,4	0 – 4.467	-	≤ 0,16 ^q	83,3 ± 62,6	21,3 – 320,2
Cadmio (Cd)	µg/l	~ 0,0 – 5,0	0,09 – 130,0	≤ 5,0	-	sd	< 5,0 ^f – 5,0
Calcio (Ca)	mg/l	13,0 – 15,0	~ 0,0 – 954,0	-	≤ 400,0	17,5 ± 11,7	6,0 – 52,1
Carbonato (CO ₃)	mg/l	~ 0,0	~ 0,0	-	≤ 0,03 ^q	sd	< 0,1 ^f
Cinc (Zn)	µg/l ^g	30,0	~ 0,0 – 5.000,0	≤ 86,0	-	sd	< 100,0 ^f
Cloruro (Cl)	mg/l	8,0	~ 0 – 158.000	≤ 250,0	≤ 1.065,1	21,8 ± 18,6	9,6 – 107,7
Cobre (Cu)	µg/l ^g	10,0	0,05 – >100,0	≤ 3,7	-	sd	< 100,0 ^f
Coliformes Totales	NMP/100 ml	-	-	-	-	sd	<2,2 a >240
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	-	-	-	-	sd	<2,2 a >240
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	70,0	40 – 1.500	-	≤ 3.000,0	214,9 ± 184,9	48,0 – 971,0
Cromo (Cr)	µg/l ^g	1,0	< 0,01 – 84,0	≤ 11,0 (≤ 50,0)	-	sd	< 50,0 ^f
DBO ₅ ⁱ	mg/l	2,0 – 15,0	< 2,0 – 65,0	-	-	14,1 ± 10,0	0,3 – 37,8
Dureza	mg CaCO ₃ /l	47,0 – 54,0	1,0 – 1.000,0	-	-	87,5 ± 50,0	20,9 – 217,4
DQO ^j	mg/l	-	< 2,0 – 100,0	-	-	40,0 ± 31,3	<16,0 – 160,0
Flúor (F)	mg/l	-	-	-	-	0,24 ± 0,19	<0,01 ^f – 0,86
Fósforo Total (P)	mg/l	0,02 – 6,0	0,01 – 30,0	-	-	0,44 ± 0,81	<0,01 ^f – 4,0
Ortofosfato (PO ₄)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,01 – 14,0	-	≤ 2,0	1,50 ± 2,71	<0,01 ^f – 13,4
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	-	-	-	-	< 0,5 ^f	< 0,5 ^f – 0,6
Magnesio (Mg)	mg/l	4,0	0,0 – 379,0	-	≤ 60,75	5,66 ± 4,83	0,99 – 20,66
Mercurio (Hg)	µg/l	1,0	< 0,1 – 5,0	≤ 0,012	-	sd	< 1,0 ^f

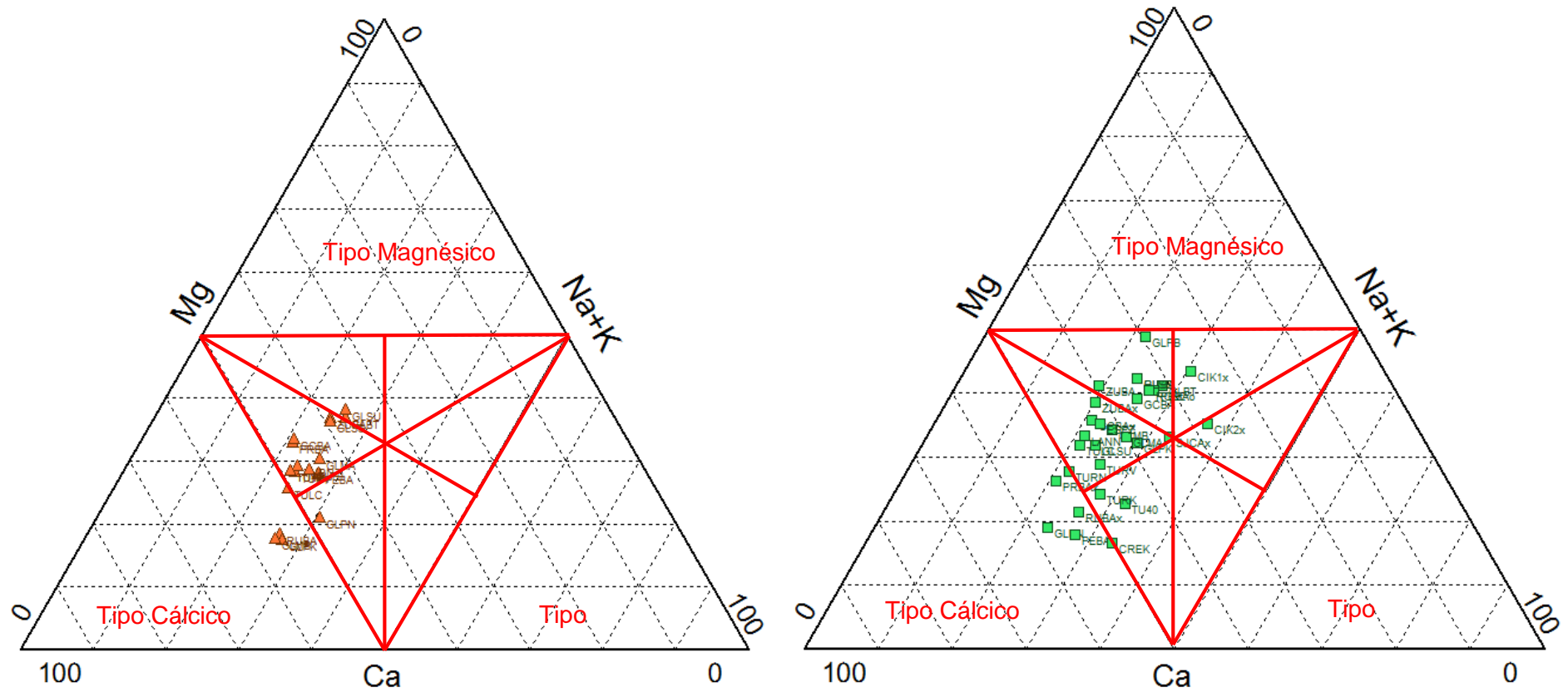
PARÁMETRO ^a	UNIDAD	VALOR TÍPICO ^b	RANGO REF. ^c	EPA Standard 1994 – 2017 ^o	FAO 1985 ^p	PROMEDIOS PROPIOS ^d	RANGOS PROPIOS ^e
Níquel (Ni)	µg/l	2,2	0,001 – 530,0	≤ 8,3	-	< 5,0 ^f	< 5,0 ^f – 7,0
Nitrato (NO ₃)	mg/l	0,23	0,01 – 250,0	-	≤ 10,0	1,39 ± 1,37	< 0,10 ^f – 7,20
Nitrito (NO ₂)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,002 – 10,0	≤ 1,0	-	0,01 ^f ± 0,015	< 0,01 ^f – 0,071
Nitrógeno Total (N) ⁿ	mg/l	0,1 – 10,0	0,004 – >100,0	-	-	0,50 ± 0,25	0,05 – 1,19
Oxígeno disuelto (O ₂)	mg/l	3,0 – 9,0	0,0 – 19,0	-	-	15,40 ± 3,21	9,31 – 19,92
pH	adimensional	4,5 – 8,5	1,0 – 9,0	6,5 – 8,5	6,0 – 8,5	7,49 ± 0,62	6,12 – 8,93
Plata (Ag)	µg/l	0,30	0,03 – 2,0	≤ 0,07	-	sd	< 10,0 ^f
Plomo (Pb) ^g	µg/l	1,0	< 0,01 – 55,0	≤ 8,5	-	sd	< 50,0 ^f
Potasio (K)	mg/l	1,3 – 2,3	0,02 – 189,0	-	≤ 2,0	2,09 ± 1,32	< 1,0 ^f – 6,0
RAS	adimensional	-	-	-	≤ 15,0	0,73 ± 0,34	0,40 – 2,07
Selenio (Se)	µg/l	0,20	0,11 – 2.680,0	≤ 5,0	-	sd	< 4,0 ^f
Sodio (Na)	mg/l	5,1 – 6,3	0,7 – 1.220,0	-	≤ 920,0	15,4 ± 13,2	5,0 – 72,0
SST ^k	mg/l	10,0 – 100,0	0,3 – 50.000	-	-	1,67 ± 0,87	< 1,0 ^f – 5,0
STD ^l	mg/l	73,0 – 89,0	5,0 – 317,0	≤ 500,0	≤ 2.000,0	145,6 ± 101,1	27,0 – 603,0
Sulfato (SO ₄)	mg/l	8,3 – 11,2	0,13 – 3.930,0	≤ 250,0	≤ 960,0	16,7 ± 25,2	< 0,1 ^f – 166,7
Turbidez ^{m, n}	NTU	-	0,0 – 3,0	≤ 29,0	-	1,69 ± 0,88	1,0 – 5,0

^a Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH13 durante campañas de muestreo realizadas a finales del invierno de 2017 y mediados de verano de 2018;

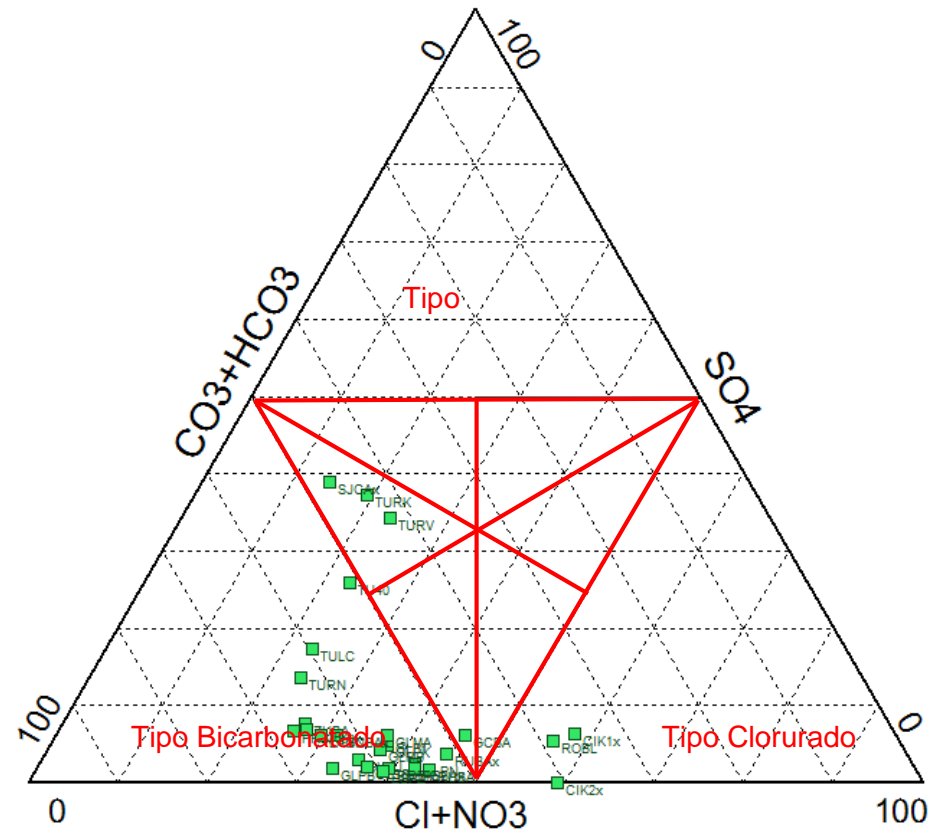
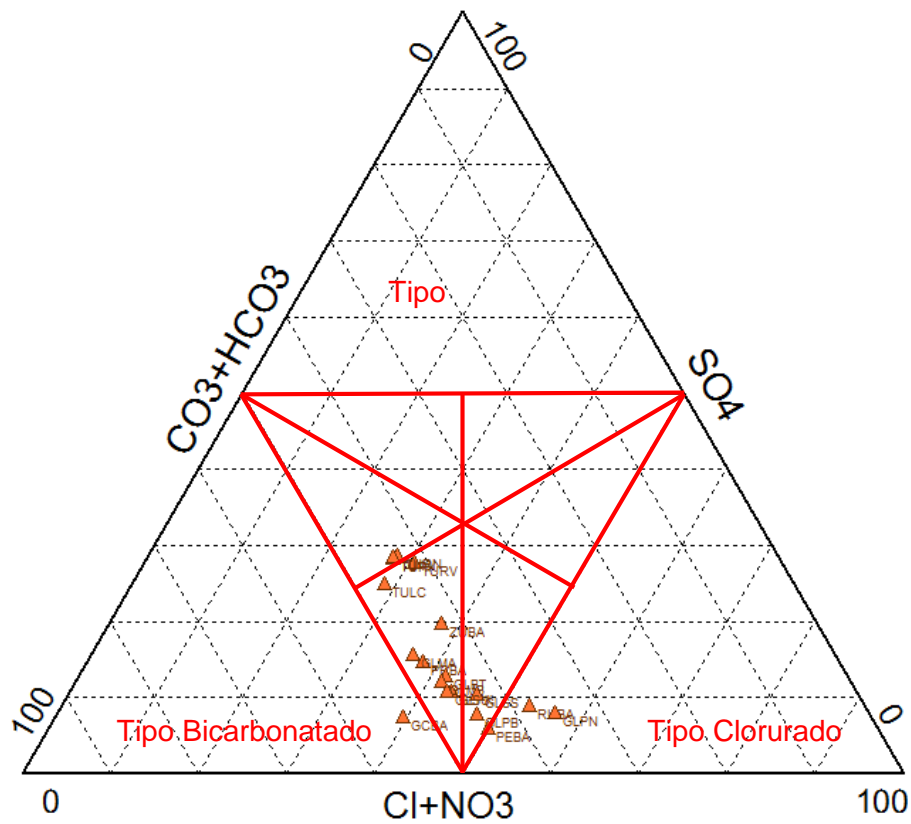
^b Valores promedio más comunes en aguas naturales dulces de cursos y ríos de USA, tomados de McCutcheon *et al.* (1992); ^c Rango posible conocido, tomado de McCutcheon *et al.* (1992); ^d Valores promedio ± desvío estándar de concentración sobre el total de muestras analizadas procedentes de ambas campañas; ^e Rango de valores observados entre máximos y mínimos absolutos para el total de muestras analizadas; ^f 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 observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; ^g Unidades originales de mediciones en laboratorio convertidas para comparar con las referencias; 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 Solo se dispone de datos de una de las campañas realizadas entre 2017 y 2018; ^o Se deja constancia del valor más estricto de referencia entre ambas fuentes citadas. En el caso de la fuente EPA (2017) se trata de umbrales establecidos para aguas de clase III y clase III-limitada; ^p FAO No.29, Ayers & Westcot (1985); ^q Transformación realizada del dato original de FAO expresado en meq/l a mg/l $\text{CO}_3^{2-} = 0,03332$ y $\text{HCO}_3^- = 0,0164$; ^r Conversión a partir de datos originales informados en % de concentración presente en muestras analizadas.

ANEXO III. CLASIFICACIÓN DE AGUAS DE LA RH13 SEGÚN PIPER.

Distribución de concentraciones catiónicas en el diagrama triangular de Piper, de aguas de la RH13 muestreadas durante el invierno de 2017 (izquierda) y durante el verano de 2018 (derecha).

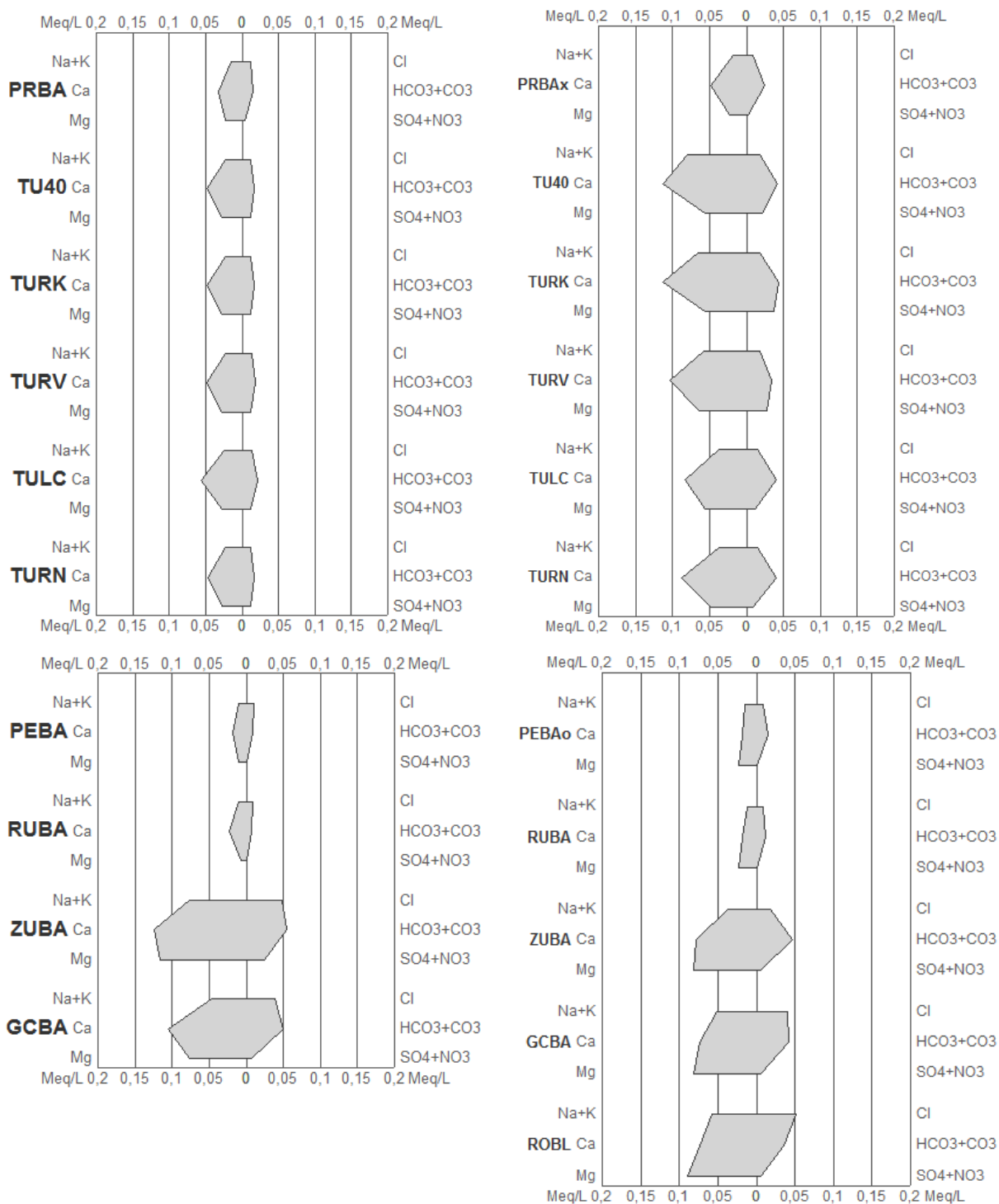


Distribución de concentraciones aniónicas en el diagrama triangular de Piper, de aguas de la RH13 muestreadas durante el invierno de 2017 (izquierda) y durante el verano de 2018 (derecha).

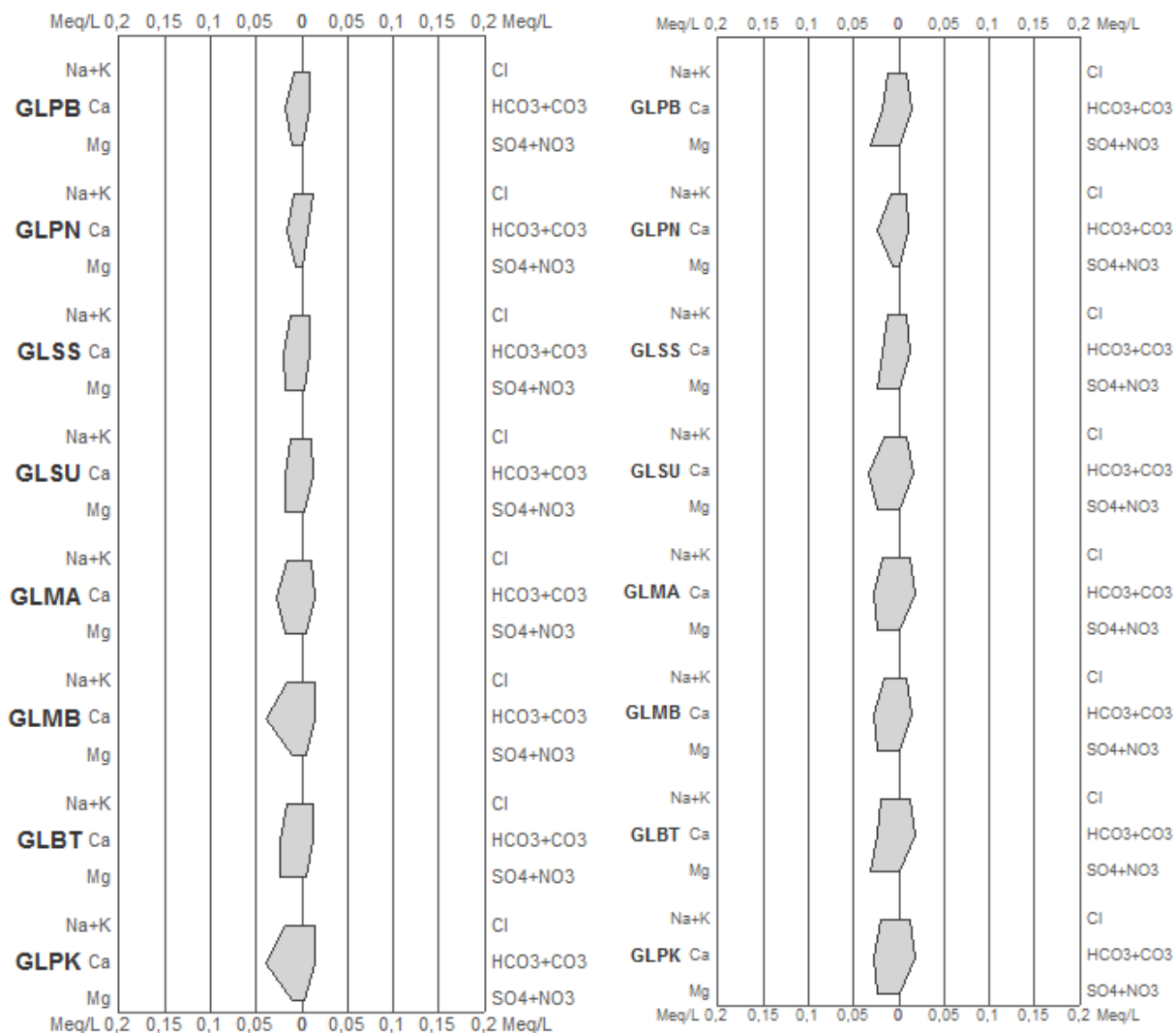


ANEXO IV. CLASIFICACIÓN DE AGUAS DE LA RH13 SEGÚN STIFF.

Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en diagramas de Stiff, de aguas de la RH13 muestreadas en secciones a lo largo del curso principal del río Turbio, durante el invierno de 2017 (superior.izq.) y el verano de 2018 (superior.der.); de igual forma para diversos tributarios directos del río Gallegos durante la campaña C1 (inferior.izq.) y en la campaña C2 (inferior.der.).

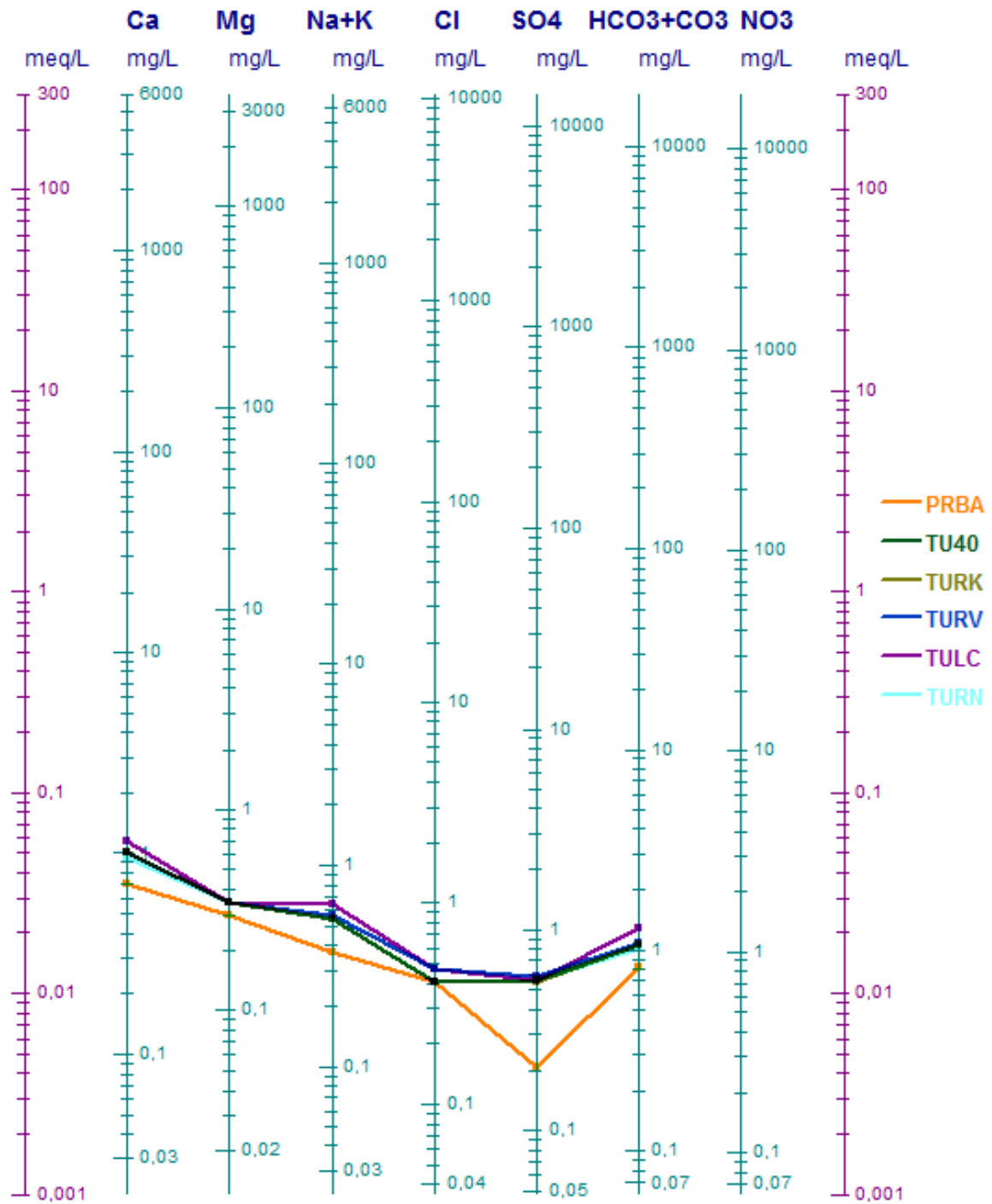


Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en diagramas de Stiff, de aguas de la RH13 muestreadas en secciones a lo largo del curso principal del río Gallegos desde el extremo occidental y hacia la desembocadura en el extremo oriental, durante el invierno de 2017 (superior.izq.) y el verano de 2018 (superior.der).

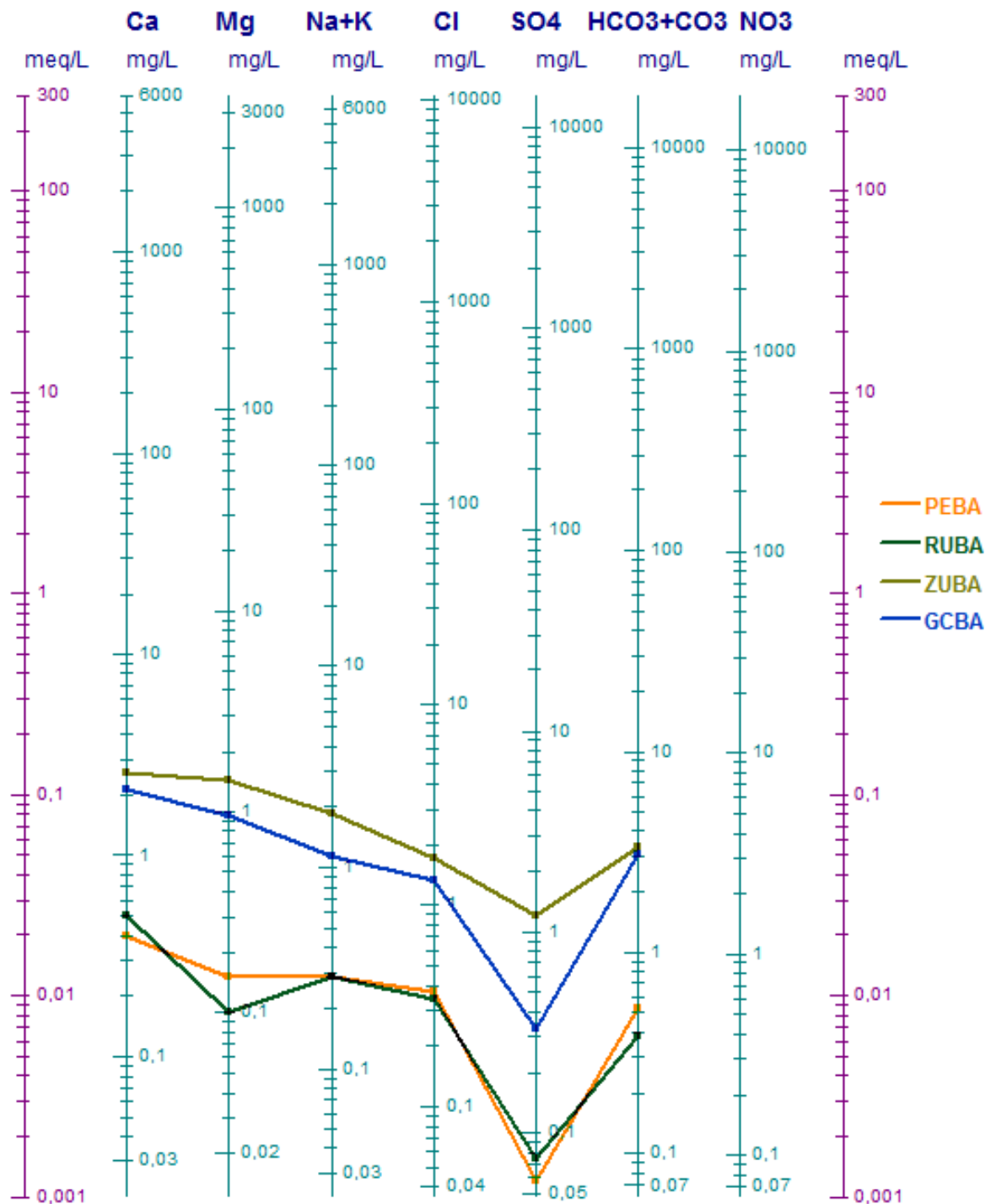


ANEXO V. CLASIFICACIÓN DE AGUAS DE LA RH13 SEGÚN SCHÖELLER – BERKALOFF.

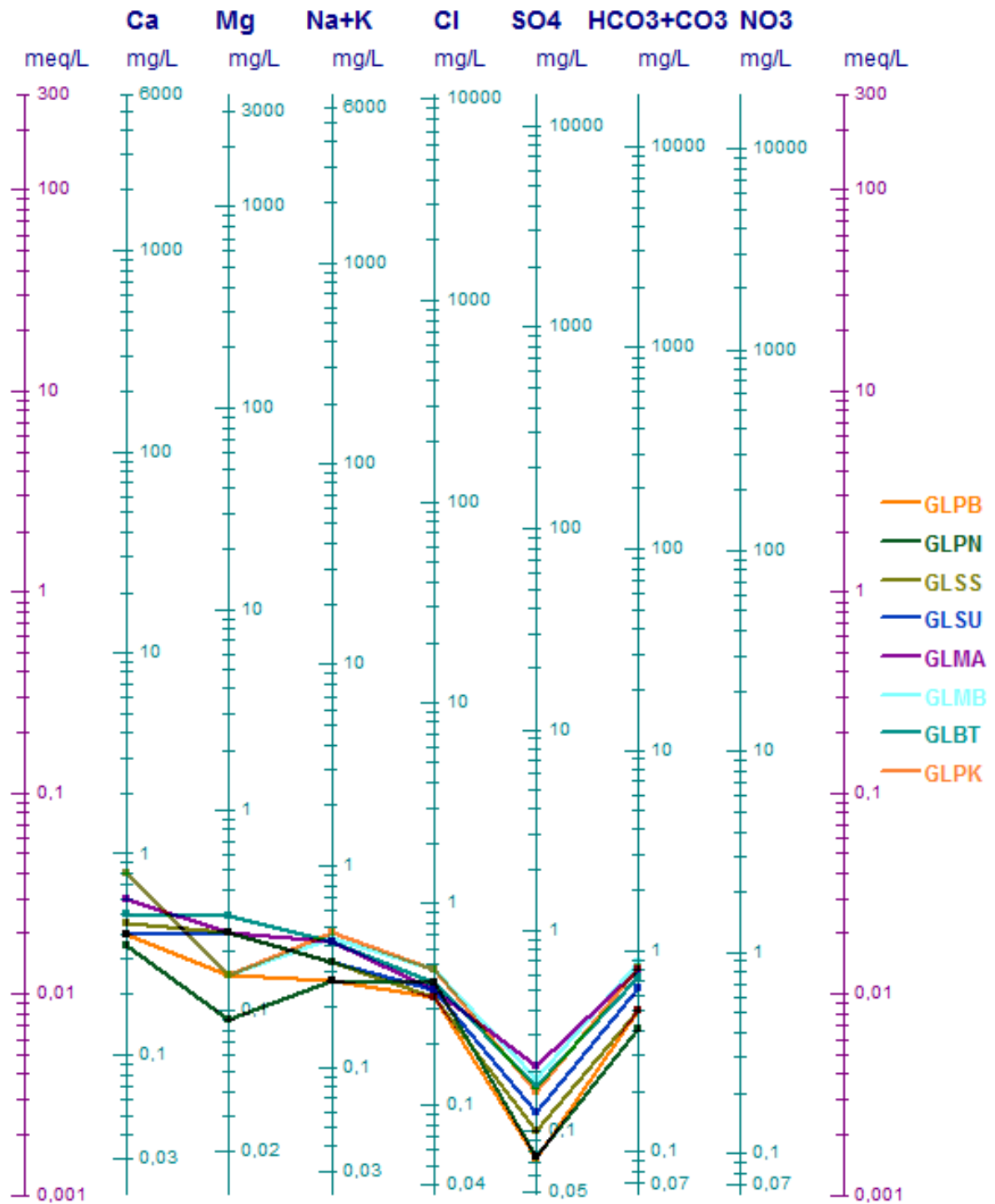
Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Schöeller - Berkaloff, de aguas de la RH13 muestreadas en secciones a lo largo del curso principal del río Turbio, durante el invierno de 2017.



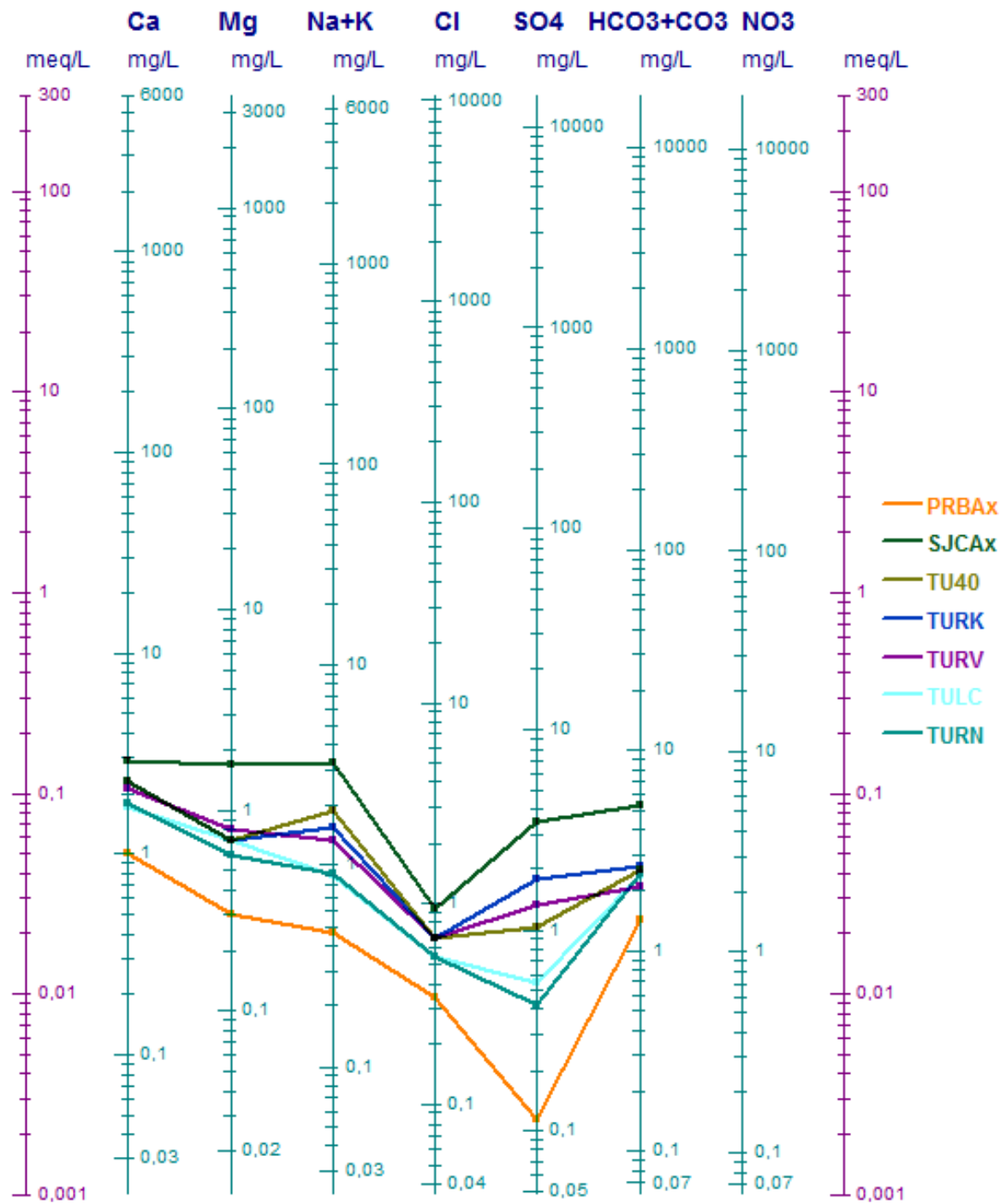
Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Schöeller - Berkloff, de aguas de la RH13 muestreadas en secciones de cursos tributarios del curso principal del río Gallegos, durante el invierno de 2017.



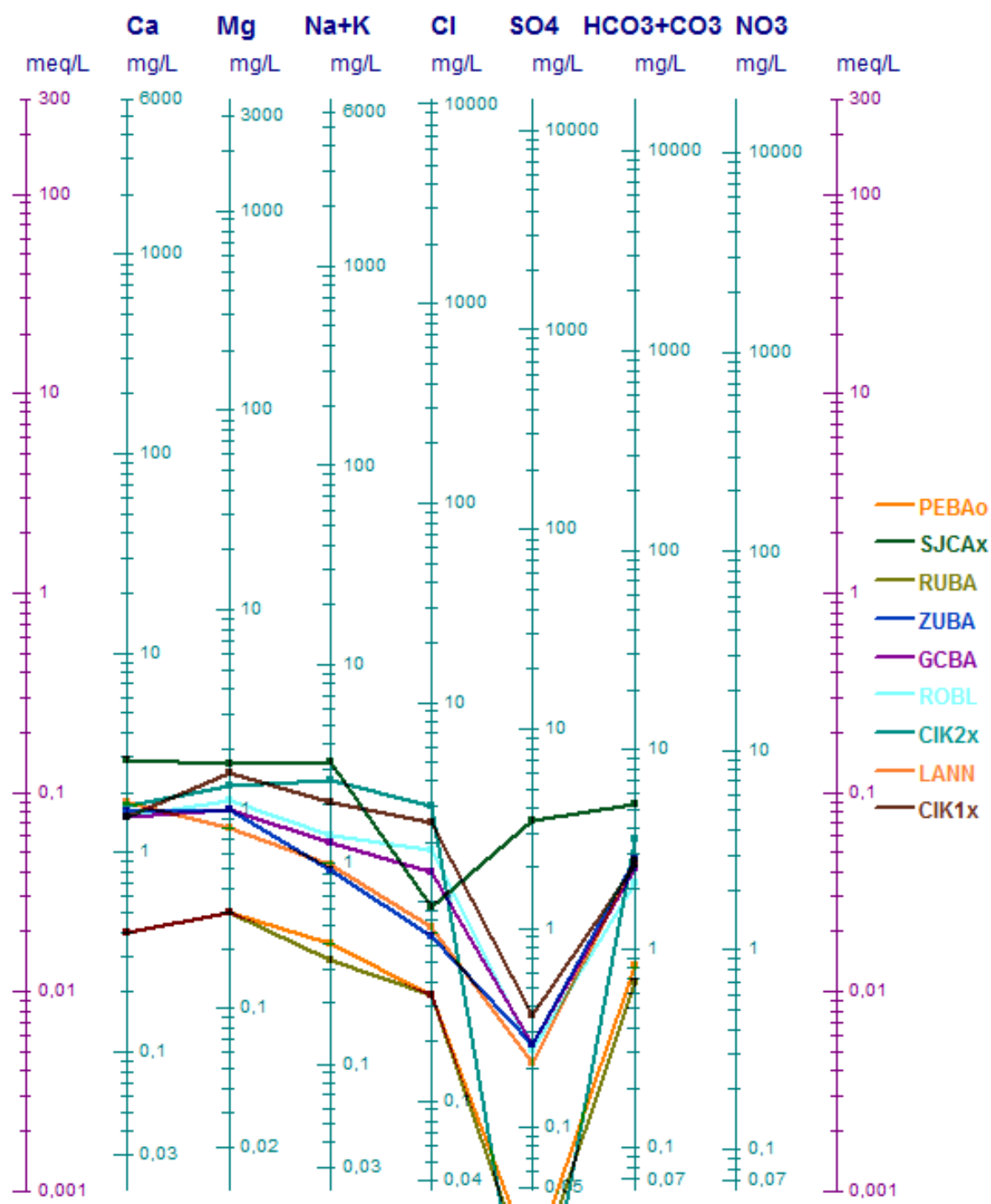
Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Schöeller - Berkaloff, de aguas de la RH13 muestreadas a lo largo del curso principal del río Gallegos desde su nacimiento en el paraje Puente Blanco (GLPB) y hasta su desembocadura en el estuario homónimo (GLPK) en secciones de cursos tributarios del curso principal del río Gallegos, durante el invierno de 2017.



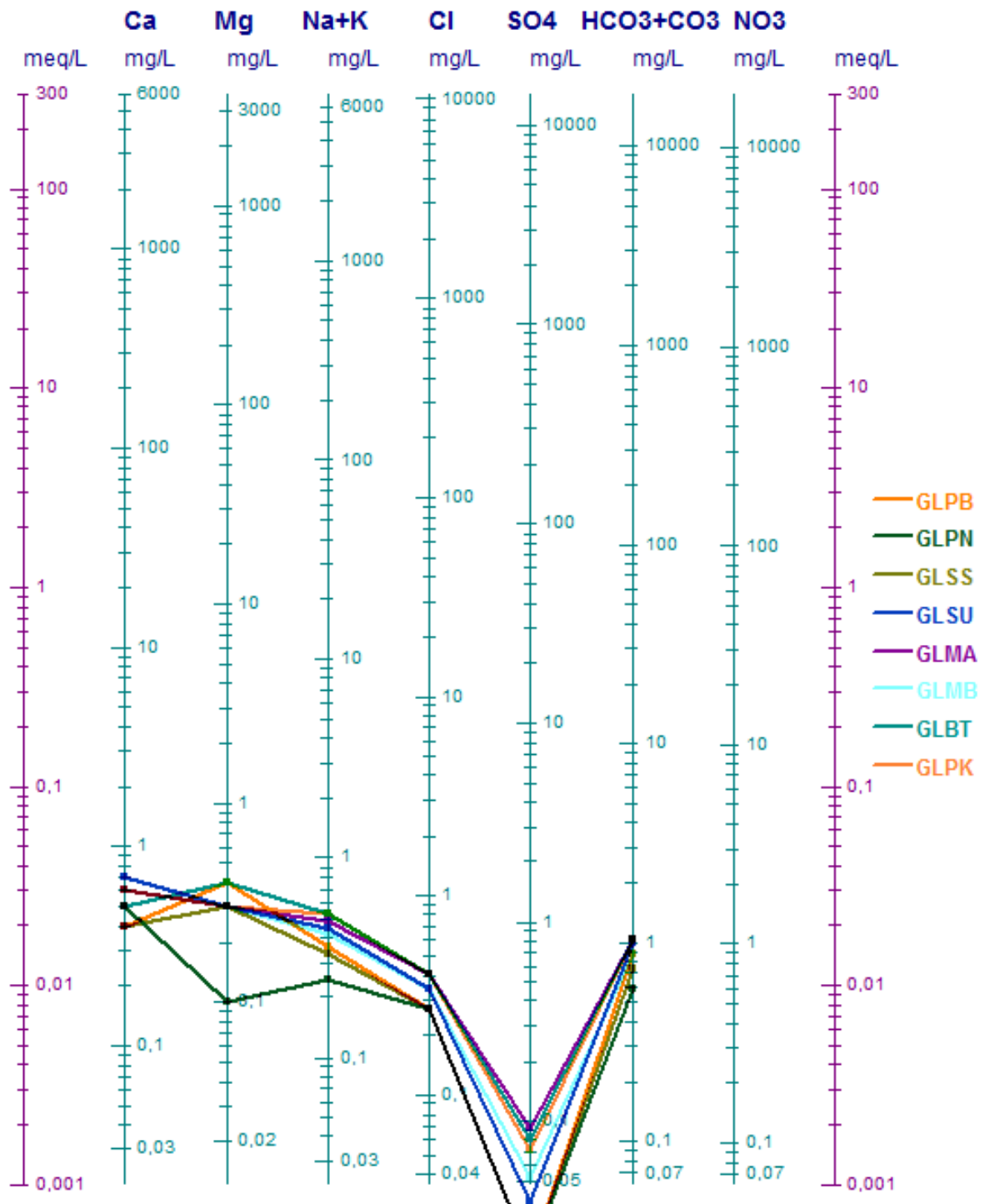
Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Schöeller - Berkaloff, de aguas de la RH13 muestreadas en secciones a lo largo del curso principal del río Turbio, durante el verano de 2018.



Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Schöeller - Berkloff, de aguas de la RH13 muestreadas en secciones de cursos tributarios del curso principal del río Gallegos, durante el verano de 2018.



Distribución de concentraciones de cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Schöeller - Berkaloff, de aguas de la RH13 muestreadas a lo largo del curso principal del río Gallegos desde su nacimiento en el paraje Puente Blanco (GLPB) y hasta su desembocadura en el estuario homónimo (GLPK) en secciones de cursos tributarios del curso principal del río Gallegos, durante el invierno de 2017.



ANEXO VI. COMPARACIÓN CON ESTÁNDARES DE REFERENCIA NACIONALES PARA AGUAS DE CONSUMO

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	ANMAT CAP.XII ^d	Comentario
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /l	68,9 ± 50,8	17,5 – 262,5	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	sd	< 0,001 ^f	0,20	▲ Todas las muestras entran en el rango
Amonio (NH ₃ -NH ₄)	mg/l	0,24 ± 0,16	< 0,05 ^f – 0,50	0,20	▼ Mayoría de secciones en invierno superan el rango
Arsénico (As)	µg/l	sd	< 2,0 ^f	10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Bario (Ba)	µg/l	sd	< 100 ^f – 200	-	Sin referencia en norma
Bicarbonato (HCO ₃)	mg/l	83,3 ± 62,6	21,3 – 320,2	-	Sin referencia en norma
Cadmio (Cd)	µg/l	sd	< 5,0 ^f – 5,0	5,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	17,5 ± 11,7	6,0 – 52,1	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO ₃)	mg/l	sd	< 0,1 ^f	-	Sin referencia en norma
Cinc (Zn)	µg/l	sd	< 100,0 ^f	5.000	
Cloruro (Cl)	mg/l	21,8 ± 18,6	9,6 – 107,7	350	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cobre (Cu)	µg/l	sd	< 100,0 ^f	1.000	
Coliformes Totales	NMP/100 ml	sd	<2,2 a >240	≤ 3	▼ Salvo pocas excepciones, todas las secciones superan el umbral mínimo en invierno y en verano
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	sd	<2,2 a >240		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	214,9 ± 184,9	48,0 – 971,0	-	Sin referencias en norma
Cromo (Cr)	µg/l ^g	sd	< 50,0 ^f	50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO ₅ ⁱ	mg/l	14,1 ± 10,0	0,3 – 37,8	-	Sin referencias en norma
Dureza	mg CaCO ₃ /l	87,5 ± 50,0	20,9 – 217,4	400,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DQO ^j	mg/l	40,0 ± 31,3	<16,0 – 160,0	-	Sin referencias en norma
Flúor (F)	mg/l	0,24 ± 0,19	<0,01 ^f – 0,86	0,8 – 1,7 ^s	▼ Solo 1 sección (CIK2x) logró el mínimo establecido ▲ Todas las muestras entran en el rango para el máximo
Fósforo Total (P)	mg/l	0,44 ± 0,81	<0,01 ^f – 4,0		
Ortofosfato (PO ₄)	mg/l	1,50 ± 2,71	<0,01 ^f – 13,4	-	Sin referencias en norma
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5 ^f	< 0,5 ^f – 0,6		
Magnesio (Mg)	mg/l	5,66 ± 4,83	0,99 – 20,66		
Mercurio (Hg)	µg/l	sd	< 1,0 ^f	1,0	▲ Todas las muestras entran en el rango

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	ANMAT CAP.XII ^d	Comentario
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0 ^f	< 5,0 ^f – 7,0	20,0	
Nitrato (NO ₃)	mg/l	1,39 ± 1,37	< 0,10 ^f – 7,20	45,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Nitrito (NO ₂)	mg/l	0,01 ^f ± 0,015	< 0,01 ^f – 0,071	0,10	
Nitrógeno Total (N) ⁿ	mg/l	0,50 ± 0,25	0,05 – 1,19	-	Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O ₂)	mg/l	15,40 ± 3,21	9,31 – 19,92		
pH	adimensional	7,49 ± 0,62	6,12 – 8,93	6,5 – 8,5	▼ 2 secciones (GLMB, GLMA) bajaron el umbral mínimo en verano ▲ Todas las restantes muestras entran en el rango
Plata (Ag)	µg/l	sd	< 10,0 ^f	50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Plomo (Pb) ^g	µg/l	sd	< 50,0 ^f	50,0	
Potasio (K)	mg/l	2,09 ± 1,32	< 1,0 ^f – 6,0	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,73 ± 0,34	0,40 – 2,07		
Selenio (Se)	µg/l	sd	< 4,0 ^f	10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Sodio (Na)	mg/l	15,4 ± 13,2	5,0 – 72,0	-	Sin referencias en norma
SST ^k	mg/l	1,67 ± 0,87	< 1,0 ^f – 5,0		
STD ^l	mg/l	145,6 ± 101,1	27,0 – 603,0	1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Sulfato (SO ₄)	mg/l	16,7 ± 25,2	< 0,1 ^f – 166,7	400	
Turbidez ^{m, n}	NTU	1,69 ± 0,88	1,0 – 5,0	<3,0	▼ 1 sección (TU40) superó el umbral máximo en verano ▲ Todas las muestras entran en el rango

^a Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH13 durante campañas de muestreo realizadas a finales del invierno de 2017 y mediados de verano de 2018;

^b Valores promedio ± desvío estándar de concentración sobre el total de muestras analizadas procedentes de ambas campañas; ^c Rango de valores observados entre máximos y mínimos absolutos para el total de muestras analizadas; ^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 sustancias 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.”; ^f 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 observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; ^g Unidades originales de mediciones en laboratorio convertidas para comparar con las referencias; 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 Solo se dispone de datos de una de las campañas realizadas entre 2017 y 2018; ^s 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). ▲ 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.

ANEXO VII. ESTÁNDARES DE REFERENCIA PROVINCIALES PARA CALIDAD EN FUENTES SUPERFICIALES

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	DISPO 004/96 ^d	Comentario
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /l	68,9 ± 50,8	17,5 – 262,5	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	sd	< 0,001 ^f	-	
Amonio (NH ₃ -NH ₄)	mg/l	0,24 ± 0,16	< 0,05 ^f – 0,50	0,50	▲ Todas las muestras entran en el rango
Arsénico (As)	µg/l	sd	< 2,0 ^f	50,0	
Bario (Ba)	µg/l	sd	< 100 ^f – 200	-	Sin referencia en norma
Bicarbonato (HCO ₃)	mg/l	83,3 ± 62,6	21,3 – 320,2	-	
Cadmio (Cd)	µg/l	sd	< 5,0 ^f – 5,0	10	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	17,5 ± 11,7	6,0 – 52,1	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO ₃)	mg/l	sd	< 0,1 ^f	-	
Cinc (Zn)	µg/l	sd	< 100,0 ^f	1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l	21,8 ± 18,6	9,6 – 107,7	-	Sin referencia en norma
Cobre (Cu)	µg/l	sd	< 100,0 ^f	1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	sd	<2,2 a >240	-	Sin referencia en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	sd	<2,2 a >240	-	
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	214,9 ± 184,9	48,0 – 971,0	-	
Cromo (Cr)	µg/l ^g	sd	< 50,0 ^f	50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO ₅ ⁱ	mg/l	14,1 ± 10,0	0,3 – 37,8	10,0	▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango
Dureza	mg CaCO ₃ /l	87,5 ± 50,0	20,9 – 217,4	-	Sin referencias en norma
DQO ^j	mg/l	40,0 ± 31,3	<16,0 – 160,0	6,0	▼ Ninguna sección analizada cumple con el rango
Flúor (F)	mg/l	0,24 ± 0,19	<0,01 ^f – 0,86	-	
Fósforo Total (P)	mg/l	0,44 ± 0,81	<0,01 ^f – 4,0	-	
Ortofosfato (PO ₄)	mg/l	1,50 ± 2,71	<0,01 ^f – 13,4	-	
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5 ^f	< 0,5 ^f – 0,6	-	Sin referencia en norma
Magnesio (Mg)	mg/l	5,66 ± 4,83	0,99 – 20,66	-	
Mercurio (Hg)	µg/l	sd	< 1,0 ^f	-	
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0 ^f	< 5,0 ^f – 7,0	-	
Nitrato (NO ₃)	mg/l	1,39 ± 1,37	< 0,10 ^f – 7,20	45,0	▲ Todas las muestras entran en el rango

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	DISPO 004/96 ^d	Comentario
Nitrito (NO ₂)	mg/l	0,01 ^f ± 0,015	< 0,01 ^f – 0,071	-	Sin referencias en norma
Nitrógeno Total (N) ⁿ	mg/l	0,50 ± 0,25	0,05 – 1,19		
Oxígeno disuelto (O ₂)	mg/l	15,40 ± 3,21	9,31 – 19,92		
pH	adimensional	7,49 ± 0,62	6,12 – 8,93		
Plata (Ag)	µg/l	sd	< 10,0 ^f	50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Plomo (Pb) ^g	µg/l	sd	< 50,0 ^f		
Potasio (K)	mg/l	2,09 ± 1,32	< 1,0 ^f – 6,0	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,73 ± 0,34	0,40 – 2,07		
Selenio (Se)	µg/l	sd	< 4,0 ^f		
Sodio (Na)	mg/l	15,4 ± 13,2	5,0 – 72,0		
SST ^k	mg/l	1,67 ± 0,87	< 1,0 ^f – 5,0	1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
STD ^l	mg/l	145,6 ± 101,1	27,0 – 603,0		
Sulfato (SO ₄)	mg/l	16,7 ± 25,2	< 0,1 ^f – 166,7		
Turbidez ^{m, n}	NTU	1,69 ± 0,88	1,0 – 5,0	-	Sin referencias en norma

^a Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH13 durante campañas de muestreo realizadas a finales del invierno de 2017 y mediados de verano de 2018;

^b Valores promedio ± desvío estándar de concentración sobre el total de muestras analizadas procedentes de ambas campañas; ^c Rango de valores observados entre máximos y mínimos absolutos para el total de muestras analizadas; ^d DPRH–CAP (1996). Anexo III *Normas de calidad para las fuentes de agua*. Disposición No.004/1996 de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Santa Cruz (Consejo Agrario Provincial); ^f 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 observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; ^g Unidades originales de mediciones en laboratorio convertidas para comparar con las referencias; 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 Solo se dispone de datos de una de las campañas realizadas entre 2017 y 2018; ▲ Representa un parámetro que se encuentra dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Alguno o varios resultados observados en el parámetro se encuentran fuera de la referencia; ^t La norma no establece un rango para el nitrógeno total, unificado.

ANEXO VIII. COMPARACIÓN CON NORMAS NACIONALES SOBRE RESIDUOS PELIGROSOS Y CUERPOS DE AGUA RECEPTORES

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	LEY 24051 T1/T2 ^d	LEY 24051 T5/T6 ^h	Comentario
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /l	68,9 ± 50,8	17,5 – 262,5	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	sd	< 0,001 ^f	0,2 / 0,005	5,0 / 5,0	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2+T5+T6
Amonio (NH ₃ -NH ₄)	mg/l	0,24 ± 0,16	< 0,05 ^f – 0,50	0,05 / 1,37	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2
Arsénico (As)	µg/l	sd	< 2,0 ^f	50,0 / 50,0	100 / 500	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2+T5+T6
Bario (Ba)	µg/l	sd	< 100 ^f – 200	1.000 / -	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2
Bicarbonato (HCO ₃)	mg/l	83,3 ± 62,6	21,3 – 320,2	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cadmio (Cd)	µg/l	sd	< 5,0 ^f – 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	17,5 ± 11,7	6,0 – 52,1	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Carbonato (CO ₃)	mg/l	sd	< 0,1 ^f	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cinc (Zn)	µg/l	sd	< 100,0 ^f	5.000 / 30,0	2.000 / 50	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5 ▼ Umbral de detección por encima de T2+T6
Cloruro (Cl)	mg/l	21,8 ± 18,6	9,6 – 107,7	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cobre (Cu)	µg/l	sd	< 100,0 ^f	1.000 / 2,0	200 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Coliformes Totales	NMP/100 ml	sd	<2,2 a >240	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	sd	<2,2 a >240	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	214,9 ± 184,9	48,0 – 971,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cromo (Cr)	µg/l ^g	sd	< 50,0 ^f	50,0 / 2,0	100 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	LEY 24051 T1/T2 ^d	LEY 24051 T5/T6 ^h	Comentario	
DBO ₅ ⁱ	mg/l	14,1 ± 10,0	0,3 – 37,8	- / -	- / -	Sin referencias en norma	
Dureza	mg CaCO ₃ /l	87,5 ± 50,0	20,9 – 217,4				
DQO ^j	mg/l	40,0 ± 31,3	<16,0 – 160,0				
Flúor (F)	mg/l	0,24 ± 0,19	<0,01 ^f – 0,86				
Fósforo Total (P)	mg/l	0,44 ± 0,81	<0,01 ^f – 4,0	- / -	1,0 / 1,0	▲ Todas las muestras en el rango T5+T6	
Ortofosfato (PO ₄)	mg/l	1,50 ± 2,71	<0,01 ^f – 13,4				
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5 ^f	< 0,5 ^f – 0,6				
Magnesio (Mg)	mg/l	5,66 ± 4,83	0,99 – 20,66				
Mercurio (Hg)	µg/l	sd	< 1,0 ^f	- / -	- / -	▼ Umbral detección por encima de T6	
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0 ^f	< 5,0 ^f – 7,0	1,0 / 0,1	- / 3,0	Sin referencias en norma	
Nitrato (NO ₃)	mg/l	1,39 ± 1,37	< 0,10 ^f – 7,20	1,0 / 0,06	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2+T5+T6	
Nitrito (NO ₂)	mg/l	0,01 ^f ± 0,015	< 0,01 ^f – 0,071	25,0 / 25,0	200 / 1.000	▼ Umbral detección por encima de T2	
Nitrógeno Total (N) ⁿ	mg/l	0,50 ± 0,25	0,05 – 1,19	10,0 / -	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2+T5+T6	
Oxígeno disuelto (O ₂)	mg/l	15,40 ± 3,21	9,31 – 19,92	1,0 / 0,06			
pH	adimensional	7,49 ± 0,62	6,12 – 8,93	- / -			
Plata (Ag)	µg/l	sd	< 10,0 ^f	- / -			
Plomo (Pb) ^g	µg/l	sd	< 50,0 ^f	50,0 / 0,1	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6	
Potasio (K)	mg/l	2,09 ± 1,32	< 1,0 ^f – 6,0	- / -	200 / 100	▼ Umbral de detección por encima de T2	
RAS	adimensional	0,73 ± 0,34	0,40 – 2,07			50,0 / 1,0	200 / 100
Selenio (Se)	µg/l	sd	< 4,0 ^f			10,0 / 1,0	20 / 50

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	PROMEDIOS PROPIOS ^b	RANGOS PROPIOS ^c	LEY 24051 T1/T2 ^d	LEY 24051 T5/T6 ^h	Comentario
Sodio (Na)	mg/l	15,4 ± 13,2	5,0 – 72,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
SST ^k	mg/l	1,67 ± 0,87	< 1,0 ^f – 5,0			
STD ^l	mg/l	145,6 ± 101,1	27,0 – 603,0			
Sulfato (SO ₄)	mg/l	16,7 ± 25,2	< 0,1 ^f – 166,7			
Turbidez ^{m, n}	NTU	1,69 ± 0,88	1,0 – 5,0			

^a Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH13 durante campañas de muestreo realizadas a finales del invierno de 2017 y mediados de verano de 2018;

^b Valores promedio ± desvío estándar de concentración sobre el total de muestras analizadas procedentes de ambas campañas; ^c Rango de valores observados entre máximos y mínimos absolutos para el total de muestras analizadas; ^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.); ^f 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 observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; ^g Unidades originales de mediciones en laboratorio convertidas para comparar con las referencias; ^h Ley Nacional de Residuos Peligrosos No.24.051/1992, Decreto No.831/93. T5 Niveles guía de calidad de agua para irrigación (izq.) / y T6 para bebida de ganado (der.); 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 Solo se dispone de datos de una de las campañas realizadas entre 2017 y 2018; ▲ 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; ° El umbral máximo corresponde a los Niveles guía de calidad de agua para recreación (T7) de la Ley No.24.051/1992.

ANEXO IX. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DE REFERENCIA INTERNACIONAL PARA SEDIMENTOS

PARÁMETRO ^a	UNIDAD	CCME ^b	ANZECC ^c	PROMEDIOS PROPIOS ^d	RANGOS PROPIOS ^e
Arsénico (As)	mg/kg	5,9 / 17,0	20,0 / 70,0	1,0 ± 0,4	0,6 – 2,0
Bario (Ba)	mg/kg	-	-	241,7 ± 169,5	40,0 – 692,0
Bicarbonato (HCO ₃)	mg/kg	-	-	77,0 ± 37,2	30,5 – 182,9
Cadmio (Cd)	mg/kg	0,6 / 3,5	1,5 / 10,0	< 1,0 ^f	-
Calcio (Ca)	mg/kg	-	-	107,8 ± 144,8	20,0 – 701,4
Carbonato (CO ₃)	mg/kg	-	-	< 1,0 ^f	-
Cinc (Zn)	mg/kg	123,0 / 315,0	200,0 / 410,0	57,5 ± 12,8	25,8 – 88,6
Cloruro (Cl)	mg/kg	-	-	84,3 ± 42,8	47,9 – 239,3
Cobre (Cu)	mg/kg	35,7 / 197,0	65,0 / 270,0	12,6 ± 6,7	3,0 – 29,6
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	-	-	266,8 ± 180,0	55,6 – 749,0
Cromo (Cr)	mg/kg	37,3 / 90,0	80,0 / 370,0	< 10,0 ^f	< 10,0 – 20,4
Hidrocarburos (TPH)	mg/kg	-	-	< 20,0 ^f	-
Magnesio (Mg)	mg/kg	-	-	23,5 ± 22,1	<1,0 – 97,2
Mercurio (Hg)	mg/kg	0,17 / 0,49	0,15 / 1,0	< 0,2 ^f	< 0,2 – 0,25
Niquel (Ni)	mg/kg	-	21,0 / 52,0	10,4 ± 2,2	8,4 – 19,0
Nitrato (NO ₃)	mg/kg	-	-	36,5 ± 29,3	1,37 – 98,0
pH	adimensional	-	-	6,6 ± 0,33	5,96 – 7,35
Plata (Ag)	mg/kg	-	1,0 / 3,7	< 2,0 ^f	-
Plomo (Pb)	mg/kg	35,0 / 91,3	50,0 / 220,0	< 10,0 ^f	<10,0 – 14,6
Potasio (K)	mg/kg	-	-	12,6 ± 13,2	<1,0 – 45,0
Selenio (Se)	mg/kg	-	-	< 0,8 ^f	<0,8 – 2,56
Sodio (Na)	mg/kg	-	-	40,6 ± 21,2	15,0 – 107,5
Sulfato (SO ₄)	mg/kg	-	-	253,2 ± 353,8	21,8 – 1.704,3

^a Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH13 durante las campañas de invierno de 2017 y verano de 2018; ^b “Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life (para aguas naturales dulces), tomados de Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001). Límites máximos de concentración de referencia (izq.) / umbral mínimo de probables efectos tóxicos (der.), ambos expresados en peso seco; ^c Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality (ANZECC, 2000a). Límites máximos de concentración de referencia (izq.) / umbral de tolerancia (der.); ^d Valores promedio ± desvío estándar sobre el total de muestras analizadas cuando los valores se encontraron por encima del umbral mínimo de detección; ^e Rango de valores observados entre máximos y mínimos absolutos para el total de muestras cuando los valores se encontraron por encima del umbral mínimo de detección; ^f 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 observables.

ANEXO X. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Tabla X.1. Matrices de autovalores (izquierda) y de autovectores (derecha) procedentes del análisis de Componentes Principales a partir de parámetros de interés agropecuario en muestras de agua de la RH13 analizadas durante la campaña de invierno de 2017.

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum	Variables	e1	e2
1	10,21	0,60	0,60		pH	0,21	0,00
2	2,00	0,12	0,72		CE	0,31	0,00
3	1,89	0,11	0,83		STD	0,29	0,00
4	1,64	0,10	0,93		RAS	0,31	0,00
5	0,59	0,03	0,96		CO3	0,00	0,71
6	0,33	0,02	0,98		HCO3	0,30	0,00
7	0,17	0,01	0,99		Calcio	0,31	0,00
8	0,09	0,01	1,00		Magnesio	0,30	0,00
9	0,04	2,3E-03	1,00		Sodio	0,31	0,00
10	0,02	1,3E-03	1,00		Potasio	0,00	0,71
11	0,01	6,1E-04	1,00		Cloruro	0,29	0,00
12	3,3E-03	1,9E-04	1,00		Sulfato	0,27	0,00
13	8,3E-04	4,9E-05	1,00		Nitrato	0,06	0,00
14	2,3E-04	1,3E-05	1,00		MO%	-0,07	0,00
15	3,3E-05	2,0E-06	1,00		k	-0,30	0,00
16	0,00	0,00	1,00		CSR	-0,22	0,00
17	0,00	0,00	1,00		PSS	-0,05	0,00

Tabla X.2. Matrices de autovalores (izquierda) y de autovectores (derecha) procedentes del análisis de Componentes Principales a partir de parámetros de interés agropecuario en muestras de agua de la RH13 analizadas durante la campaña de verano de 2018.

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum	Variables	e1	e2
1	9,70	0,61	0,61		RAS	0,30	-0,07
2	1,69	0,11	0,71		CSR	0,03	0,45
3	1,23	0,08	0,79		NO3	0,19	0,57
4	1,00	0,06	0,85		HCO3	0,31	0,09
5	1,00	0,06	0,91		Magnesio	0,30	-0,11
6	0,65	0,04	0,95		Sodio	0,31	-0,01
7	0,32	0,02	0,97		Cloruro	0,22	-0,44
8	0,23	0,01	0,99		STD	0,32	0,07
9	0,08	4,8E-03	0,99		CE	0,32	0,03
10	0,05	3,0E-03	1,00		Ph	0,21	-0,03
11	0,02	1,5E-03	1,00		k	-0,29	0,22
12	0,02	1,1E-03	1,00		CO3	0,00	0,00
13	0,01	4,0E-04	1,00		Calcio	0,28	0,01
14	2,3E-03	1,4E-04	1,00		Potasio	0,26	-0,19
15	3,2E-04	2,0E-05	1,00		Sulfato	0,24	0,39
16	0,00	0,00	1,00		MO%	-0,03	0,16

Tabla X.3. Matrices de autovalores (izquierda) y de autovectores (derecha) procedentes del análisis de Componentes Principales a partir de parámetros de interés ecosistémico o biológico, en muestras de agua de la RH13 analizadas durante la campaña de invierno de 2017.

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum	Variables	e1	e2
1	4,42	0,32	0,32		pH	0,25	0,35
2	2,79	0,20	0,52		CE	0,40	0,29
3	1,59	0,11	0,63		STD	0,43	0,11
4	1,46	0,10	0,73		CACO3	0,38	0,33
5	1,00	0,07	0,80		SST	0,06	-0,21
6	0,84	0,06	0,86		AMONIO	-0,33	0,22
7	0,66	0,05	0,91		N	0,02	0,30
8	0,50	0,04	0,95		P	-0,23	0,42
9	0,33	0,02	0,97		FOSFATO	-0,21	0,41
10	0,28	0,02	0,99		NITRITO	0,00	0,00
11	0,10	0,01	1,00		NITRATO	0,20	-0,30
12	0,02	1,6E-03	1,00		O2.DIS	-0,08	0,25
13	0,01	8,8E-04	1,00		DBO	0,29	-0,06
14	1,4E-03	9,8E-05	1,00		DBQ	0,33	-0,04

Tabla X.4. Matrices de autovalores (izquierda) y de autovectores (derecha) procedentes del análisis de Componentes Principales a partir de parámetros de interés ecosistémico o biológico, en muestras de agua de la RH13 analizadas durante la campaña de verano de 2018.

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum	Variables	e1	e2
1	5,41	0,45	0,45		STD	0,40	0,11
2	2,07	0,17	0,62		Ph	0,26	0,22
3	1,38	0,12	0,74		CE	0,40	0,13
4	1,11	0,09	0,83		SST	0,10	-0,47
5	1,04	0,09	0,92		DBO	-0,01	0,42
6	0,42	0,04	0,95		DQO	-0,02	0,54
7	0,25	0,02	0,97		NITRITO	0,15	-0,38
8	0,23	0,02	0,99		NITRATO	0,35	-0,02
9	0,06	0,01	1,00		AMONIO	-0,06	-0,02
10	0,02	1,9E-03	1,00		P	0,39	-0,14
11	3,1E-03	2,6E-04	1,00		FOSFATO	0,39	-0,14
12	1,2E-04	9,8E-06	1,00		CACO3	0,39	0,20

Tabla X.5. Matrices de autovalores (izquierda) y de autovectores (derecha) procedentes del análisis de Componentes Principales a partir de parámetros de interés ambiental, en muestras de agua de la RH13 analizadas durante la campaña de invierno de 2017.

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum	Variables	e1	e2
1	11,00	0,46		0,46	pH	0,00	0,30
2	4,96	0,21		0,67	CE	0,00	0,44
3	2,15	0,09		0,75	STD	0,00	0,41
4	1,71	0,07		0,83	CACO3	0,00	0,43
5	1,40	0,06		0,88	SST	0,00	0,02
6	1,06	0,04		0,93	NITRITO	0,30	0,00
7	0,70	0,03		0,96	O2.DIS	0,00	0,02
8	0,42	0,02		0,97	CO3	-0,30	0,00
9	0,34	0,01		0,99	HCO3	0,00	0,43
10	0,14	0,01		0,99	DBO	0,00	0,23
11	0,09	4,0E-03		1,00	DBQ	0,00	0,28
12	0,02	9,7E-04		1,00	COLI.FEC.	0,00	0,07
13	4,0E-03	1,7E-04		1,00	TPH	0,30	0,00
14	1,2E-03	5,1E-05		1,00	Arsenico	0,30	0,00
15	0,00	0,00		1,00	Bario	0,00	-0,07
16	0,00	0,00		1,00	Cadmio	0,00	0,19
17	0,00	0,00		1,00	Cinc	0,30	0,00
18	0,00	0,00		1,00	Cobre	0,30	0,00
19	0,00	0,00		1,00	Cromo	-0,30	0,00
20	0,00	0,00		1,00	Mercurio	-0,30	0,00
21	0,00	0,00		1,00	Niquel	0,00	-0,09
22	0,00	0,00		1,00	Plata	0,30	0,00
23	0,00	0,00		1,00	Plomo	-0,30	0,00
24	0,00	0,00		1,00	Selenio	-0,30	0,00

Tabla X.6. Matrices de autovalores (izquierda) y de autovectores (derecha) procedentes del análisis de Componentes Principales a partir de parámetros de interés ambiental, en muestras de agua de la RH13 analizadas durante la campaña de verano de 2018.

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum	Variables	e1	e2
1	12,00	0,52		0,52	STD	0,00	0,44
2	4,97	0,22		0,74	Ph	0,00	0,32
3	2,06	0,09		0,83	CE	0,00	0,44
4	1,29	0,06		0,88	CACO3	0,00	0,44
5	1,01	0,04		0,93	NITRITO	0,00	0,13
6	0,73	0,03		0,96	SST	0,00	0,04
7	0,36	0,02		0,97	CO3	-0,29	0,00
8	0,27	0,01		0,99	HCO3	0,00	0,44
9	0,25	0,01		1,00	Coliformes Fecales	0,00	0,10
10	0,05	2,3E-03		1,00	COLI.FEC.	0,00	0,31
11	2,9E-03	1,3E-04		1,00	TPH	0,29	0,00
12	6,1E-07	2,7E-08		1,00	Ba	0,29	0,00
13	0,00	0,00		1,00	Cd	-0,29	0,00
14	0,00	0,00		1,00	Zn	0,29	0,00
15	0,00	0,00		1,00	Cu	0,29	0,00
16	0,00	0,00		1,00	Cr	0,29	0,00
17	0,00	0,00		1,00	Hg	-0,29	0,00
18	0,00	0,00		1,00	Ni	0,29	0,00
19	0,00	0,00		1,00	Ag	-0,29	0,00
20	0,00	0,00		1,00	Pb	0,29	0,00
21	0,00	0,00		1,00	Se	-0,29	0,00
22	0,00	0,00		1,00	DBO	0,00	0,02
23	0,00	0,00		1,00	DQO	0,00	0,06

ANEXO XI. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE CONCENTRACIONES DE ALGUNOS METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE LA RH13 (mg/Kg)

