PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

COOPERACIÓN TÉCNICA EN PLANIFICACIÓN DE LAS POLÍTICAS PÚBLICAS: INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y AMBIENTAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DEL SUR DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ: ETAPA III: CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO EN RIOS COYLE Y VIZCACHAS

INFORME FINAL **TOMO V: RH13 - GALLEGOS**

OCTUBRE 2019

CONTENIDOS

1. PRESENTACIÓN 351
1.1. Breve descripción de la RH13 - río Gallegos 351
1.2. Litología 353
1.3. Suelos 355
1.4. Ambientes naturales 356
2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 359
2.1. Caracterización física de las aguas de la RH13 359
2.1.1. Temperatura 359
2.1.2. Conductividad eléctrica 360
2.1.3. Sólidos disueltos y en suspensión 361
2.2. Caracterización química de las aguas de la RH13 363
2.2.1. pH 363
2.2.2. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$. 363
2.2.3. Cationes mayoritarios y RAS. 364
2.2.4. Aniones mayoritarios y salinidad 366
2.2.5. Presencia de Oxígeno (OD) 366
2.2.6. Materia orgánica 367
2.2.7. Nitrógeno y sus formas. 368
2.2.8. Fósforo y sus formas. 370
2.2.9. Hidrocarburos. 371
2.2.10. Metales pesados 372
2.2.11. Flúor 373
2.2.12. Microbiología 373
2.3. Clasificación e interpretación de las aguas 375
2.3.1. Clasificación de aguas por su conductividad. 375
2.3.2. Aptitud para el uso agropecuario: riego 376
2.3.3. Aptitud para el uso agropecuario: bebida animal. 379
2.3.4. Condiciones hidroquímicas (Piper). 380
2.3.5. Clasificación según dureza de $CaCO_3$ 381
2.3.6. Clasificación según alcalinidad de $CaCO_3$ 383
2.3.7. Aptitud para el consumo humano. 384
2.3.8. Calidad ambiental. 385
2.3.9. Clasificación de las aguas por la carga de sedimentos suspendidos 386
2.4. Química de sedimentos 388
3. CONCLUSIONES 392
4. BIBLIOGRAFIA 399
ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales 412
ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo 414
ANEXO III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales 417
ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores 419
ANEXO V: Parámetros fisicoquímicos de referencia internacional para sedimentos 422
ANEXO VI. Resultados de laboratorio de muestras de agua del invierno de 2019 423
ANEXO VII: Resultados de laboratorio de muestras de agua del verano de 2019 428
ANEXO VIII: Valores guía de calidad de agua para consumo animal 433

1. PRESENTACIÓN

1.1. Breve descripción de la RH13 – río Gallegos

La región RH13 fue descripta en detalle por Casalinuovo *et al.* (2018). Consiste en un territorio binacional con recursos hídricos compartidos ubicado en el extremo sur de la provincia de Santa Cruz (Argentina) y la Región de Magallanes y Antártica Chilena (Diaz y Giménez, 2015), con una extensión total de 19.306 km^2, 64% de los cuales pertenecen la República Argentina. Su cobertura geográfica se extiende desde los 51°18' LS en el extremo norte lindante con la RH12 del río Coyle hasta los 52°33' LS en el sur, y desde los 72°22' LO en su extremo oeste, lindante con la RH11 del río Vizcachas, hasta los 68°16' LO en su extremo este, sobre el Mar Argentino, con un desarrollo predominantemente oeste–este, de vertiente atlántica.

Se compone de 14 cuencas con una superficie media de 1.379 km^2, cinco de las cuales representan la proporción alta de la región, en la zona de recarga del sistema hidrográfico: (a) Río Turbio, (b) Río Gallegos Superior, (c) Río Rubens, (d) Río Penitente, y (e) El Zurdo (Figura 1.1).

Figura 1.1. Distribución parcial de la Región Hidrográfica del río Gallegos (RH13). Extraído de Casalinuovo *et al.* (2018).

Se ubica en la porción continental más austral de la Argentina, siendo el Gallegos último río patagónico que atraviesa el territorio nacional de Oeste a Este. La cartografía oficial de la República Argentina (IGM, 1947) reconoce su nacimiento geográfico en la confluencia de los ríos Penitente y Rubens, en el paraje Puente Blanco. Desde este punto geográfico y hasta pocos km aguas

abajo del paraje Palermo Aike, antes de la zona de influencia de mareas, el río tiene una longitud total de 280,4 km (Diaz *et al.*, 2016). No se dispone al momento de estudios que permitan establecer límites confiables entre río y estuario, no obstante, lo cual en este paraje aguas abajo del río se encuentran estimativamente situaciones que cumplen con las definiciones aceptadas actualmente para lo que es cada elemento geográfico (Elliott and McLusky, 2002; Valle-Levinson, 2010).

Tomando como referencia las series de caudales disponibles en la sección Palermo Aike (tramo final del río Gallegos) el sistema hidrográfico eroga anualmente unos 1.229,9 Hm^3 lo que posiciona a esta región como la tercera productora de aguas superficiales de vertiente atlántica en la provincia luego de los ríos Santa Cruz y Chico (central), cuyo derrame promedio anual conjunto alcanza los 25.200 Hm^3 (Oliva *et al.*, 2017). Estos caudales también determinan que el río Gallegos se encuentre en sexto lugar entre los grandes productores de agua de superficie que drenan regiones hidrográficas en la región, luego de los sistemas mencionados como así también los respectivos de los ríos Serrano (RH del río Vizcachas), Baker (RH del Lago Buenos Aires y Posada – Pueyrredón) y Pascua (RH del Lago San Martín).

El módulo anual del principal curso de la región (de acuerdo a la serie completa de registros disponibles de la región, desde comienzos de la década de 1990) es de unos 32,2 m^3/s, con valores extremos medios documentados que oscilan entre los 22,4 m^3/s y 47,5 m^3/s (Diaz *et al.*, 2016). No obstante, esto, en años recientes los valores han caído por debajo de los 25,0 m^3/s (Diaz, 2018). Su régimen fluvial de tipo pluvionival con un pico de hidrograma estacional entre los meses de setiembre y octubre, si bien en años recientes ha comenzado a adelantarse hacia finales de agosto y comienzo de septiembre coincidiendo con las últimas semanas del invierno. Los menores caudales estacionales ocurren hacia mediados del verano si bien la variabilidad interanual es importante y las fechas específicas suelen presentar corrimientos. Esta variabilidad puede resultar tan grande como para provocar rangos de caudales medios estacionales de 15,3 m^3/s (verano) a 45,1 m^3/s (invierno), (promedio documentado de la serie histórica 1993 – 2014), y hasta extremos documentados de 5,3 m^3/s (febrero de 2002) hasta 184,9 m^3/s (octubre de 2005), (Diaz *et al.*, 2016). A lo largo de su recorrido hasta su desembocadura en el estuario homónimo, el río Gallegos recibe unos pocos tributarios de alguna significación tanto en términos de caudales como de propiedades físicas y químicas, como el Turbio, El Zurdo, Gallegos Chico y, estacionalmente, el arroyo Roble.

1.2. Litología

En la región superior de la RH13, en la cuenca de recepción en la cual se forman los cursos de los arroyos Primavera y San José, y el río Turbio, se encuentra dominando la Formación (Fm.) Río Turbio, la cual aflora al oeste del valle del río homónimo y hacia el norte, por el arroyo del Loro y el valle del arroyo Don Guillermo, hasta Cancha Carrera (Figura 1.2). Está constituida por una parte inferior areno-conglomerádico verdosos y grises, conformado por rodados de rocas efusivas básicas, tobas, cuarzo y líticos; y una parte superior compuesta por pelitas e intercalaciones de areniscas. La composición de las arcillas corresponde a la argilofacie esmectita – clinoptilolita. Presenta la intercalación de 5 mantos de carbón que constituyen el Complejo Carbonoso (Malumián *et al.*, 2000). El carbón presente en estos mantos se caracteriza por presentar contenidos de CaO (8,2-12 %), MgO (1,3-1,6 %) y Fe203 (6,6-11,1 %) así como un bajo contenido de algunos elementos trazas (As, Be, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Te, and U), dentro de los límites permitidos medio ambientalmente y para la salud (Castro, 2008).

El valle del río Turbio continúa su recorrido atravesando depósitos glaciales conformados por morenas y materiales glacilacustres. Las morenas se encuentras constituidas por till y gravas arenosas, asociadas a lentes de arenas y en menor proporción limos, y escasa presencia de arcillas. En estas acumulaciones caóticas predominan fragmentos de rocas graníticas. La matriz presente entre los bloques está conformada por arenas finas y limos glaciarios. Sobre los depósitos morénicos se encuentran bloques erráticos residuales de granitos y dioritas, de procedencia cordillerana (Malumián *et al.*, 2000). En la región de confluencia de los ríos Turbio, Rubens y Penitente, en las nacientes del río Gallegos, los cursos atraviesan depósitos glaciales de estadio Daniglacial. En las barrancas de los ríos Rubens y Penitente, cerca de su confluencia en el río Gallegos, se encuentra un perfil donde afloran dos potentes bancos de till con depósitos glacifluviales intercalados (morenas del río Rubens y morenas del río Penitente). Continuando hacia el oeste el río atraviesa depósitos del estadio Gotiglacial. Se caracterizan por presentar till areno-limoso y limo-arcilloso, gravas finas, arenas finas a gruesas, limos y arcillas, y bloques erráticos.
El cauce continúa su paso por las inmediaciones del Basalto Carlota. Este ciclo lávico se caracteriza por basaltos olivínicos de color gris oscuro a negro con manchas rojizas de óxidos de hierro. Según estudios petrográficos, al este del río Gallegos Chico se encuentran afloramientos de basaltos olivínicos con afinidades andesíticas, las plagioclasas reconocidas son andesitas básicas (Cobos *et al*, 2016).

Los depósitos fluviales aterrazados del río Gallegos, correspondientes al Nivel I, presentan pocos afloramientos aislados. Están constituidos por gravas finas a

medianas, matriz sostén. Los clastos predominantes son de rocas volcánicas ácidas muy silicificadas, ocasionalmente con estructuras bandeadas. En menor proporción hay fragmentos de basalto alterados y cuarzo de veta. Se encuentran subordinados fragmentos de granitoides y de metamorfitas. Las psefitas que están en contacto con el basalto presentan una intensa pigmentación color rojo ladrillo, encontrándose teñidas y cementadas por óxidos de hierro.

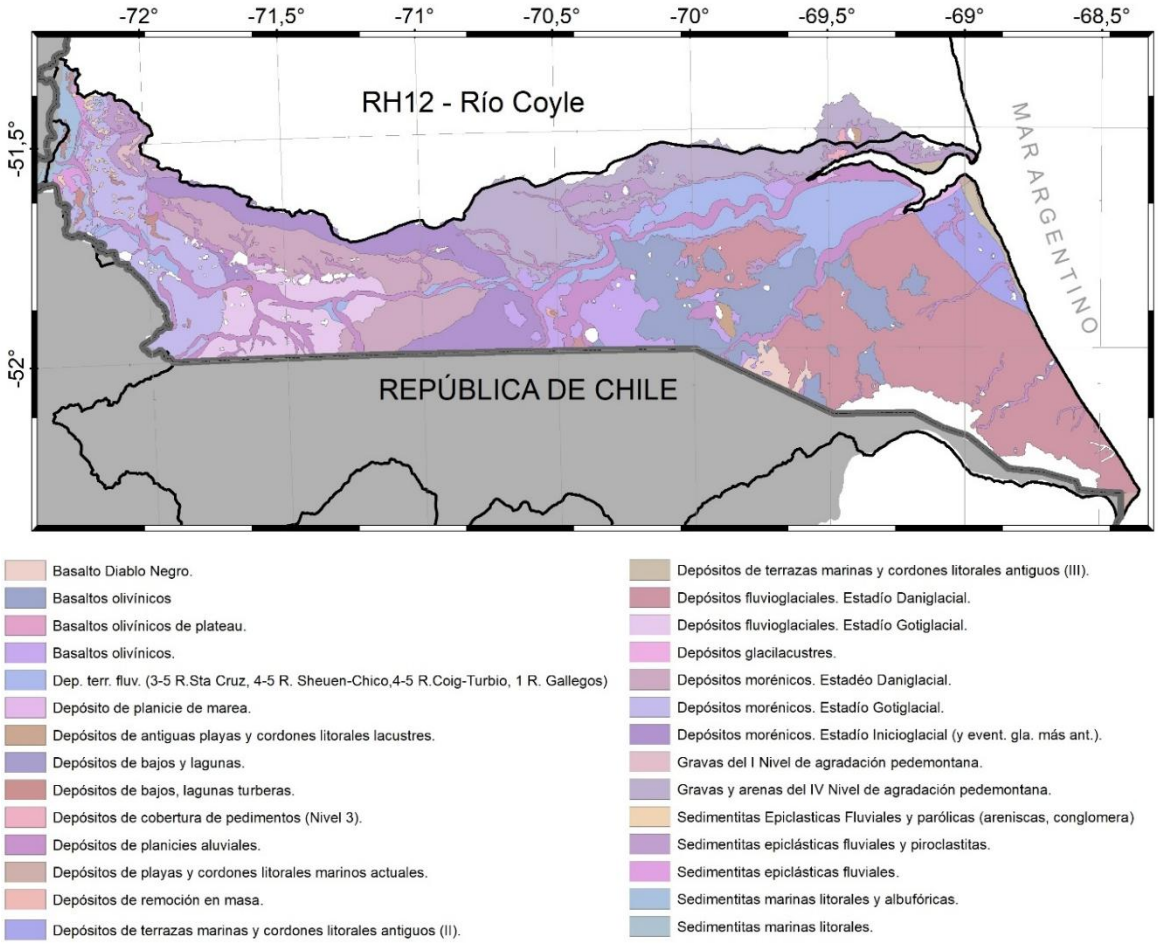

Figura 1.2. Estratigrafía de la región del río Vizcachas. Elaborado por Cabral *et al.* (2010) y editado por Mata *et al*. (2013), a partir de información original de Pereyra *et al.* (2002) y Pereyra (2007).

Los afloramientos correspondientes a la terraza fluvial Nivel II se encuentran ampliamente distribuidos a lo largo del curso medio e inferior, en ambas márgenes del valle e incluso en varios de los tributarios del río Gallegos. Están constituidos por gravas finas de color castaño oscuro, matriz sostén y muy poco consolidadas hasta sueltas. Los fragmentos predominantes corresponden a rocas volcánicas muy silicificadas y basaltos afíricos algo alterados.

El nivel III de terrazas fluviales presenta una amplia distribución areal. Intercalaciones de lentes de gravas medianas y lentes de arenas. Predominan los fragmentos de rocas volcánicas y piroclásticas ácidas, y se encuentran algunas brechas. En menor medida se presentan basaltos alterados y algunas andesitas muy alteradas. En algunos afloramientos son abundantes los fragmentos de granitoides y rocas metamórficas.
Los ríos Gallegos y Chico atraviesan el campo lávico de Pali Aike. La acción erosiva de los cursos principales seccionó marcadamente algunos de los conos volcánicos. Las rocas tipo son basaltos negros a gris negruzcos por alteración, con marcada pigmentación ferruginosa, confiriéndoles tonalidades rojizas. Se clasifican como basaltos alcalinos y subalcalinos. De manera subordinada, se encuentran basanitas e incluso algunas clasificadas como nefelinitas. Estas volcanitas presentan altos contenidos de Ni, Cr, MgO y CaO, y un marcado enriquecimiento de tierras raras livianas (Panza *et al.*, 2015).

1.3. Suelos

En la región del rio Gallegos se pueden reconocer dos grandes órdenes principales de suelos: Molisoles y Aridisoles, a partir de los cuales se identifican tres subgrupos representativos (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Clasificación de los suelos de la cuenca hidrográfica del rio Gallegos. Extraído de Cruzate *et al.* (2013).

Orden	Suborden	Gran Grupo	Subgrupo
Molisol	Borol	Haploborol	Haploborol éntico
			Haploborol fluvéntico
Aridisol	Argid	Paleargid	Paleargid borólico

La mayor superficie de la RH13 es ocupada por suelos del orden Aridisol (Figura 1.3), principalmente con el suborden Argid. Éstos presentan como característica general un horizonte iluvial de acumulación de arcillas silicatadas. El subgrupo dominante es Paleargid borólico, caracterizado por la presencia de horizontes ricos en carbonatos. También presentan un epipedón ócrico, donde se identifica un A1 de 10 cm de espesor con textura franco arcillo arenosa, estructurado en bloques finos y débiles, muy bien provisto de materia orgánica, con un drenaje moderado. Se trata de suelos antiguos, evolucionados sobre superficies geomórficas muy estables. Se encuentran principalmente al norte del rio Gallegos y ocupando el interfluvio entre los ríos Gallegos y Chico, inclusive hacia el sureste de la región, llegando hasta la zona de Cabo Vírgenes.

En el sector oeste de la RH13 predominan los Molisoles. Dentro de ésta, en las nacientes y recorrido del río Turbio dominan suelos del suborden Borol, un Molisol característico de regiones frías que se encuentran en altas montañas, con temperaturas cercanas o por debajo de 0°C. El subgrupo representado en este caso es el Haploborol éntico caracterizado por ser un suelo profundo con muy buen drenaje, compuestos por dos horizontes, el primero A1 de unos 35 cm de espesor, de textura franco arenosa y con abundante materia orgánica, seguido de un segundo hasta unos 110 cm de profundidad AC, de textura franca y sin estructura definida. Se ubican en morenas y valles glaciares, ocupando las medias lomas altas y pendientes. Estos suelos también se asocian a las secciones bajas de los ríos Rubens, El Zurdo y Gallegos Chico.

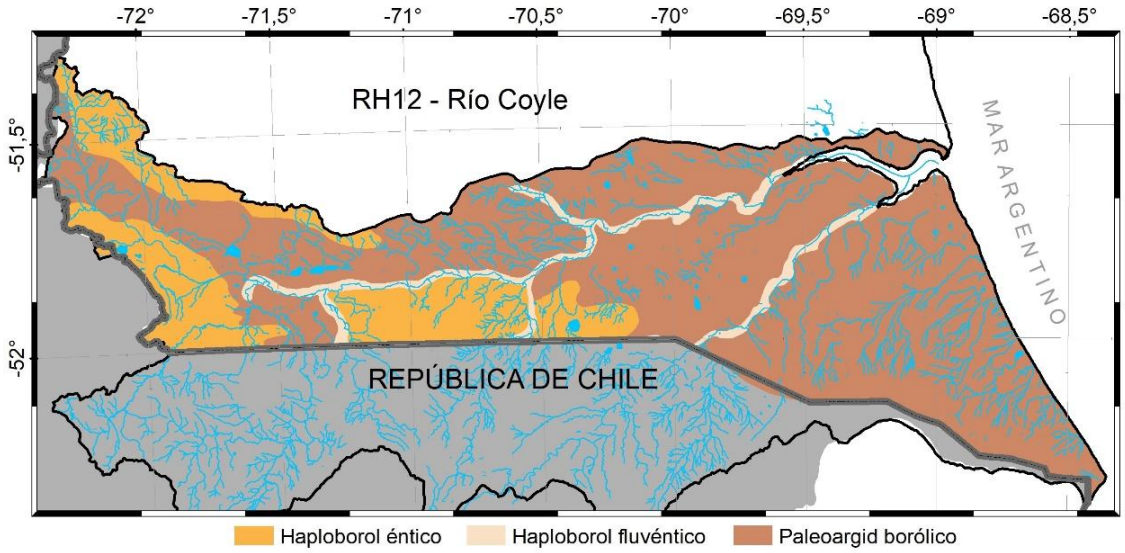

Figura 1.3. Distribución parcial de subgrupos de suelos en la RH13 Río gallegos. Adaptado de Cruzate *et al.* (2013).

Hacia el este de la confluencia de los ríos Penitente y Rubens, enmarcado en zona de valles, es posible encontrar suelos del subgrupo Haploborol fluvéntico. Éstos presentan un A1 de unos 25 cm de espesor, de textura arenosa franca y estructura en bloques subangulares finos y débiles. En profundidad se encuentra moderada cantidad de gravilla. Estos suelen hallarse en planos aluviales y depresiones dentro de terrazas fluviales.

1.4. Ambientes naturales

De acuerdo a Oliva *et al.*, (2001) en el sector argentino de la RH13 se distribuyen tres grandes áreas ecológicas de las cuales la Estepa Magallánica Seca (EMS) es la de mayor extensión territorial con un 53% (Tabla 1.2, Figura 1.4). Este área predomina en la sección media y baja de la región,

acompañando el tramo medio y bajo de los ríos Gallegos y Chico Sur. La EMS representa un extenso pastizal de coirón fueguino (*Festuca gracillima*), donde la cobertura vegetal oscila entre 50-70% del suelo, pudiendo presentar en algunos casos individuos aislados de calafate o mata negra. El coirón fueguino es la especie dominante con coberturas de hasta un 50-60% en la estepa. El coirón blanco (*Festuca pallescens*) ocupa cañadones, bajos y márgenes de lagunas y cubetas de deflación, las cuales en sus porciones más bajas se cubren con praderas de cola de zorro (*Hordeum comosum*). Esta unidad se encuentra asociada a un paisaje de planicies glacifluviales y mesetas basálticas, con un relieve plano o levemente ondulado.

Tabla 1.2. Distribución de áreas ecológicas presentes en el sector argentino de la RH13 Río Gallegos.

COBERTURA	SUP (ha)	REPRESENT%
Complejo Andino	170.382,4	14,0
Estepa Magallánica Húmeda	396.388,8	32,5
Estepa Magallánica Seca	652.263,9	53,5

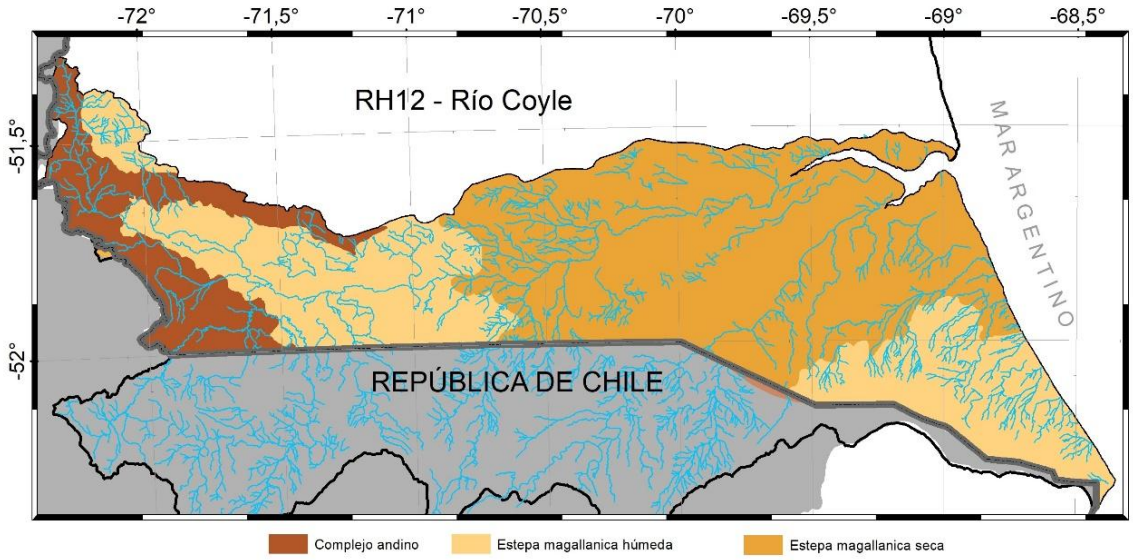

Figura 1.4. Distribución parcial de áreas ecológicas en el sector argentino de la Región Hidrográfica del río Gallegos (RH13).

Ocupando la sección media-alta de la región y una pequeña porción al extremo oriental de la misma se distribuye la Estepa Magallánica Húmeda (EMH), consistente en una estepa graminosa de coirón fueguino (*Festuca gracillima*) como especie dominante, acompañada por gramíneas de los géneros *Deschampsia*, *Rytidosperma*, *Agropyron* y graminoides del género *Carex*. Existen también extensas estepas subarbustivas dominadas por murtilla (*Empetrum rubrum*), denominadas “murtillares”. Son áreas de la mayor importancia dado revelan la existencia de suelos degradados en los cuales no

solo tienen una buena capacidad de instalación y competencia, sino que una vez allí causan efectos negativos sobre los pastizales y los propios suelos asociados a través de procesos de acidificación y podzolización de los suelos que potencian su degradación (Collantes *et al.,* 1989). Estos autores consideran que el humus generado por la murtilla tendría la capacidad de disminuir el pH del suelo, mientras que a través del proceso de podzolización se generaría en estos ambientes un horizonte de lavado, evidenciado por un drenaje del Ca^{2+} y otras bases del perfil hacia capas más profundas, disminuyendo así la fertilidad del horizonte superficial.

Circunscripto a la sección alta de la cuenca, en las nacientes del rio Turbio y tramo medio y bajo del río Rubens, se encuentra el Complejo Andino (CA), caracterizado por la presencia de bosques caducifolios de del género *Nothofagus* ocupando laderas y valles con praderas y semidesiertos de altura. En las áreas más secas domina el bosque bajo de ñire (*Nothofagus antárctica*), mientras que en los sitios más húmedos prevalece la lenga (*Nothofagus pumilio*).

Una descripción más completa incluyendo el sector chileno puede encontrarse en Casalinuovo *et al*. (2018).

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La totalidad de resultados de laboratorio tratados en los análisis que se presentan a continuación, constan en los Anexos VI y VII del presente informe. En el caso de las lagunas, éstas se encontraron mayormente sin agua en superficie durante el verano y, en consecuencia, muchas sin datos disponibles.
En reiterados pasajes del Tomo se hace referencia a antecedentes de análisis similares al presente realizado en la RH13 durante los años 2017 – 2018 como parte de un proyecto financiado por el Consejo Federal de Inversiones. Se sugiere al lector remitirse a éste en Casalinuovo et al. (2018).

2.1. Caracterización física de las aguas de la RH13

2.1.1. Temperatura. La temperatura del medio y del agua son dos de los parámetros físicos más importantes de los ecosistemas acuáticos dada su relevancia para multiplicidad de procesos, uno de los más importantes su influencia en reacciones bioquímicas (Akaahan *et al.*, 2016). 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 and Castillo, 2007). También así pueden presentar importantes variaciones como consecuencia de vertidos y otras intervenciones antrópicas. Las temperaturas registradas durante los momentos de toma de muestras no pueden considerarse representativas de las estaciones dado que solo se dispone de datos puntuales, altamente influenciados por las condiciones meteorológicas medias en los momentos de colecta de muestras.
Las temperaturas registradas durante los momentos de toma de muestras no pueden considerarse representativas de las estaciones dado que solo se dispone de datos puntuales, altamente influenciados por las condiciones meteorológicas medias en los momentos de colecta de muestras. Hacia finales del verano, la temperatura media (TM) de los cursos analizados fue de 9,4 °C (mín.= 6,4°C, máx.= 13,4°C) y en cuerpos de agua de 10,1 °C (mín.= 7,8°C, máx.= 14,3°C). En ambas situaciones la variabilidad resultó relativamente más baja que en el resto de la región analizada en el presente proyecto (cv%= 23,2 y 21,2, respectivamente).
Hacia finales de invierno, en un año con un invierno atemperado dentro de la serie histórica regional, con fríos intensos, aunque relativamente pocos dentro de la temporada y casi sin registros de nieve, las respectivas TM para los

momentos de muestreo fueron de 6,1°C en ríos (mín.= 0,9°C, máx.= 9,5C) y de 6,6 °C en cuerpos de agua (mín.= 3,2°C y máx.= 9,9°C).

2.1.2. Conductividad eléctrica. La CE_E en cursos y cuerpos naturales de agua esta determinada principalmente por la geología con la cual tiene contacto, transmitiéndole así sus características. Dado que se correlaciona fuertemente con la concentración de especies iónicas presentes en el agua (conductores), y muy particularmente de sales disueltas (Miller *et al.,* 1988; McCutcheon *et al.*, 1993; Radtke *et al.*, 2005; Allan and Castillo, 2007), determinados usos del suelo como los agropecuarios pueden impactar en este parámetro, de igual forma que las condiciones medias ambientales en el momento de su determinación, como la temperatura (mantienen una correlación positiva), (Hayashi, 2004) y los caudales circulantes en el caso de cursos (correlación negativa), (Aumassane y Fontanella, 2015).

La mayor proporción de aguas de ríos y arroyos analizadas durante la campaña de invierno de 2019 presentaron valores promedio de CE_E en torno a los 200 µS/cm, con escasas excepciones por encima de estos valores, en coincidencia con lo observado en antecedentes previos (2107–2018). El promedio estacional para todas las aguas de la región se encontró en 235,7 µS/cm (δ= 141,1 µS/cm; cv%= 59,9). Las excepciones a esta regla se encontraron en ríos de estepa, como El Zurdo (ZUBA y ZUBAx, con 375,0 y 483,0 µS/cm respectivamente), el Gallegos Chico (GCBA, con 410,0 µS/cm), el río Chico Sur en ambas secciones analizadas (CLK1xx y CLK2x, con 514,0 y 490,0 µS/cm respectivamente) y el desagüe de laguna Cóndor (LANN, con 410 µS/cm). El valor extremo en la temporada lo evidenció un curso curo y costero, Los Frailes (AYLF) con 790,5 µS/cm. Hacia finales del verano todos los cursos, con menores caudales en la estación, concentraron un tanto más estos valores alcanzando un promedio de 268,0 µS/cm (δ= 198,7 µS/cm; cv%= 74,2), un incremento ligero en relación al invierno y con mayor variabilidad entre muestras. Los mismos cursos y secciones que acusaron valores altos de CE_E durante el invierno, mencionados previamente, lo manifestaron también en el verano.

Entre las lagunas se observó una gran variabilidad en el comportamiento de la CE_E, tanto entre cuerpos dentro de cada estación como entre estaciones para cada uno de éstos. Durante el invierno se observó la mayor variabilidad, probablemente como consecuencia de haberse tratado de una estación relativamente seca con gran diversidad de situaciones de agua disponible entre diferentes cuerpos. Esta observación requiere de validación con nuevas repeticiones en futuros años, dado que no puede descartarse que tratándose de un año anormalmente seco, esto haya influido en el comportamiento de diversos parámetros físicos y químicos como la CE_E. Los valores promedio durante finales del invierno fueron de 1.209,4 µS/cm (δ= 1.596,2 µS/cm; cv%= 132,0) y ligeramente mayores hacia finales del verano, con 2.882,5 µS/cm (δ= 3.240,5 µS/cm; cv%= 112,4). Una proporción importante de pequeñas lagunas,

dispersas dentro de toda la RH13 evidenciaron en ambas estaciones valores de CE_E por debajo de 1.500 µS/cm. Sin embargo, unas pocas lagunas con registros extremos influenciaron notablemente los cálculos como laguna Bismark (LBVB, con 8,3 mS/cm), laguna San José (LMED2, con 10,8 mS/cm) y laguna Carolina (LCAR, con 6,2 mS/cm), entre otros casos.
A finales del verano, la CEE promedio fue de poco más del doble, con 2.882,5 µS/cm (δ= 3.240,5 µS/cm; cv%= 112,4). De igual forma que durante el invierno, unas pocas lagunas aisladas tuvieron gran impacto en la situación promedio dela RH13 como laguna San José (LMED2, con 2,7 mS/cm) y laguna Carolina (LCAR, con 9,7 mS/cm), entre otros casos.

2.1.3. Sólidos disueltos y en suspensión. Los sólidos totales suspendidos (SST) consisten en el material particulado más grueso presente en las aguas naturales y, al igual que en el caso de los nutrientes, concentraciones excesivas pueden resultar nocivas para la vida acuática por ejemplo al tapizar el lecho cuando precipitan cubriendo el alimento de peces, al crear bancos de sedimentos que impiden la navegación de cursos, al transportar elementos químicos asociados a las partículas, o al afectar la transparencia del agua, entre otros efectos (Caux *et al.,* 1997; Sullivan, 2000). Consiste en materia orgánica e inorgánica que usualmente integra la columna de agua debido a la turbulencia, incluso organismos microscópicos (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002; Bilotta and Brazzier, 2008).
En ninguno de los cursos analizados durante la campaña de invierno, con la única excepción del curso del río Gallegos Chico (GCBA), la concentración de SST superó el 1 mg/l. GCBA, límite de detección utilizado en el presente proyecto. En este caso, GCBA presentó unos 3,0 mg/l de SST. Durante la campaña de verano la situación cambió ligeramente para casi todos los cursos analizados, distribuyéndose los valores de concentración mayormente entre 1,0 y 8,0 mg/l para la casi totalidad de aguas, con algunos casos excepcionales entre 18,0 y 28,0 mg/l (LANN, SJCAx, TU40, TURK y TURV, estas 3 últimas secciones del curso Rio Turbio). Si bien durante el verano las velocidades medias y caudales de las corrientes resultaron menores a las propias de finales del invierno 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. Estos resultados, si bien ligeramente mayores a los observados durante las campañas de 2017–2018 (Casalinuovo *et al.*, 2018) son consistentes con las observaciones antecedentes en la región para todos los cursos.
Los SST en las lagunas experimentaron cambios más significativos en la concentración observada entre estaciones siendo de un promedio de 51,7 mg/l (δ= 97,9 mg/l; cv%= 189,3) durante finales del invierno y de unos 671,4 mg/l (δ= 1.754,4 mg/l; cv%= 261,3) a finales del verano, con una menor oferta de volumen de agua. Estos promedios calculados para el total de cuerpos en la

RH13 están muy influenciados por el comportamiento de un cuerpo ubicado en la franja costera de la región (KAG51) cuyos valores propios fueron de 272 mg/l en invierno y 4.650 mg/l en el verano, notablemente alejado del resto. Incluso varias a finales de invierno presentaron < 1,0 mg/l de SST.

Los sólidos totales disueltos (STD) representan un buen indicador de contaminación química en cursos naturales de agua dado que, como una función de su concentración, pueden producir una diversidad de impactos (en general negativos) en su calidad, deteriorando los ambientes asociados a partir de provocar un aumento de la salinidad, condicionar la solubilidad del oxígeno o incrementar la toxicidad de algunos compuestos químicos, entre otros efectos (McCutcheon *et al.*, 1993; EPA, 2003; Weber–Scannell and Duffy, 2007; Bilotta and Brazier, 2008).

La producción promedio de STD observada en cursos de la RH13 fue relativamente constante entre estaciones de muestreo e incluso con variabilidades similares, sinónimo de una relativa homogeneidad en su producción independientemente de los caudales propios de cada momento. La concentración durante finales de invierno fue de unos 151,0 mg/l (δ= 110,3 mg/l; cv%= 73,0) en toda la región, con un relativo sesgo hacia mayores concentraciones promedio en aguas du cursos próximos a la costa como por ejemplo AYLF (527,0 mg/l), CLK2x y CLK1xx (323,0 y 343,0 mg/l, respectivamente), moderando sus valores hacia la cordillera, en el extremo occidental de la RH13. Las menores producciones de STD se encontraron, de acuerdo a lo esperado, en cursos pequeños, en general asociados a cuencas de montaña con elevadas proporciones de cobertura forestal como STAG (71 mg/l), PRBA (70,0 mg/l), CREK y ESPZ (67,0 y 80,0 mg/l, respectivamente). Hacia finales del verano, los STD promedio fueron de 146,3 mg/l (δ= 110,8 mg/l; cv%= 75,8), con similar distribución de valores medios y extremos entre muestras a las ya explicadas para la situación de invierno.

Los cuerpos de agua de la región también acusaron un incremento en los STD promedio desde finales del invierno (promedio= 1.209,4 mg/l; δ= 1.596,0 mg/l; cv%= 132,0) hacia finales del verano (promedio= 1.594,8 mg/l; δ= 1.685,3 mg/l; cv%= 105,7).

En coincidencia con los observado en la temporada 2017 – 2018, las aguas de todas las secciones del río Gallegos demostraron las concentraciones más bajas de STD en relación a todas las muestras de la región y se corroboró una tendencia al incremento medio de estos valores en ambas estaciones, en el gradiente longitudinal a lo largo del río, de oeste – este, alcanzando los valores extremos en los ríos propios de estepa y la franja costera marítima. Todos los valores analizados en esta temporada son consistentes con los observados también en muestras de río durante 2017–2018.

2.2. Caracterización química de las aguas de la RH13

2.2.1. pH. Las aguas de los ríos y arroyos de la región se presentaron ligeramente alcalinas durante los muestreos de invierno, con un pH promedio de 8,22 (δ=0,25; cv%= 3,01) y próximas a la neutralidad durante el verano, con 7,30 (δ= 0,68; cv%= 9,31). Para la primer estación mencionada, los pH resultaron ligeramente más elevados que lo observado en el antecedente previo de 2017 – 2018 para todos los cursos de la región, aunque no así durante el verano, que se mantuvieron consistentes con registros previos. En este caso no se pudieron observar las correlaciones demostradas en años previos respecto a la tendencia creciente del pH tanto en el curso medio del río gallegos como de los tributarios de éste en un gradiente longitudinal oeste – este (Casalinuovo *et al.*, 2018). En el verano, cursos de estepa como Los Frailes, Chico Sur, Gallegos Chico y El Zurdo, resultaron ligeramente más alcalinos que el resto de los cursos analizados. Esto no pudo comprobarse durante el invierno, con los datos disponibles y para la presente temporada.
Entre las lagunas, el pH evidenció una mayor homogeneidad entre las estaciones y entre cuerpos mismos dentro de cada estación. Los valores observados promediaron 8,64 (δ=0,39; cv%= 4,56) para el invierno y 8,46 (δ=0,53; cv%= 6,27) hacia finales del verano.

2.2.2. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$. Las aguas de los ríos y arroyos muestreados en la RH13 durante 2019 presentaron valores medios de dureza del orden de 85,9 mg/l (δ= 57,9; cv%= 67,5), ligeramente por debajo de lo observado durante campañas previas entre los años 2017 – 2018 (Casalinuovo *et al.*, 2018). La variabilidad entre muestras es alta, pero en la práctica tan solo unas pocas evidenciaron valores extremos por sobre los 200 mg/l de $CaCO_3$ como AYLF (225,2 y 209,1 mg/l para invierno y verano respectivamente), CLK2x (230,0 mg/l en invierno), SJCAx (205,1 mg/l en invierno) o ZUBAx (209,1 mg/l en verano). Los promedios estacionales en cursos resultaron del orden de 90,5 mg/l (δ= 63,8; cv%= 70,5) durante el invierno y 81,5 mg/l (δ= 52,7; cv%= 64,7) durante el verano. Si bien las diferencias son pequeñas, permitieron que entre estaciones las mismas muestras cambien de categoría de dureza según las referencias utilizadas para su clasificación (ver apartado 2.3.5, en este Tomo). El número de repeticiones estacionales por muestras procesadas no resulta suficiente por el momento para la aplicación de herramientas estadísticas de análisis y con ellas evaluar la variabilidad y correlación observada entre secciones en relación con caudales o volúmenes de agua disponibles estacionalmente, no obstante, lo cual, no pudo encontrarse un patrón evidente.
Por su parte, las lagunas tomadas como representativas de la región acusaron un rango ligeramente más amplio de dureza en sus aguas, desde valores promedio bajos de < 50,0 mg/l (POT14, POT19, POT20, LCAR en invierno) hasta extremos de > 200 mg/l (POT16, LSTA, LPTK, LNPN, LMED2 en

verano). El promedio del verano resultó de 143,3 mg/l (δ= 110,3; cv%= 77,0) y hacia finales del invierno de 218,5 mg/l (δ= 131,7; cv%= 60,3). En el caso de los cuerpos de agua se observó una ligera tendencia decreciente en términos de dureza, entre el momento de mínima disponibilidad de agua (finales de verano) respecto al de máxima (finales del invierno), estimativamente en un 35%. Sin embargo, los datos disponibles y repetición de muestreos por el momento son escasos como para evaluar estadísticamente en su significado.
En términos de alcalinidad de $CaCO_3$, los ríos evidenciaron un comportamiento estable entre estaciones manteniéndose en rangos muy acotados. Así, la alcalinidad promedio para el invierno en agua procedente de ríos y arroyos fue de 83,3 mg/l (δ= 56,7; cv%= 68,0) y para el verano de 83,8 mg/l (δ= 52,3; cv%= 62,4). No se dispone de suficientes repeticiones de los registros de alcalinidad como para realizar un análisis estadístico de las variaciones estacionales, no obstante, lo cual, preliminarmente, no puede asegurarse la existencia de una correlación específica en el comportamiento del parámetro y el momento del año, existiendo diversas situaciones en que la alcalinidad aumentó o disminuyó entre invierno y verano, entre las diversas muestras sin una distribución geográfica detectable. Los valores promedio de los diferentes grupos de muestras, asociadas por cursos de referencia resultaron consistentes con los resultados logrados en las campañas de 2017 – 2018, presentando los ríos propios de estepa los mayores valores (GCBA, LANN, ZUBA, ZUBAx, AYLF, CIK1xx, CIK2x y ROBL), seguidos por las secciones del río Turbio y, finalmente, las secciones del río Gallegos y sus principales tributarios.
Las lagunas también demostraron una fuerte homogeneidad entre concentraciones promedio propias de cada estación de muestreo, con valores del orden de 351,4 mg/l (δ= 245,9; cv%= 70,0) para finales de invierno y de 336,3 mg/l (δ= 301,0; cv%= 89,5) para finales de verano.

2.2.3. 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 ríos y arroyos de la RH13. 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 and 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 and Lloyd, 1982). El Na^{+} 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 and 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 and 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.

La concentración promedio de Ca^{2+} varió de 19,9 ± 11,1 mg/l en invierno a 22,9 ± 15,6 mg/l en verano en valores consistentes con los observados durante la temporada 2017 – 2018 (Casalinuovo *et al.*, 2018) y en tal sentido resultó el catión con menor variabilidad estacional entre los mayoritarios e incluso menor variabilidad entre muestras para toda la RH13. Estos valores se encuentran en el promedio de las situaciones esperadas para cursos naturales (Anexo I) y muy por debajo de umbrales máximos críticos (Ayers and 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 ion sodio se encuentre en concentraciones significativas. Entre los extremos de concentraciones observadas en la RH, los ríos de estepa como CIK1xx, CIK2x y AYLF evidenciaron los valores más altos entre los cursos de la región por sobre 40,0 mg/l si bien el extremo lo evidenció SJCAx con 62,1 mg/l. En las lagunas, los promedios fueron similares a los ríos, con un promedio de 20,1 mg/l ± 12,1 mg/l en invierno y 24,6 ± 8,4 mg/l en verano.

El Na^{+} resultó el segundo catión en términos de concentración presente en las aguas de ríos y arroyos de la RH13, aunque en las lagunas, en forma similar a lo observado en la RH12 resultó en concentraciones notoriamente más elevadas. En el primer caso, los promedios estacionales fueron bastante próximos entre sí con unos 20,7 mg/l ± 17,5 mg/l en invierno y 22,0 ± 23,4 mg/l en verano. La variabilidad fue importante entre muestras dentro de cada estación dados los extremos observados entre concentraciones muy bajas como las características en secciones del río Gallegos, Rubens o Penitente (< 15,0 mg/l) en relación a cursos de estepa como AYLF, CIK1xx o CIK2x (45,0 a 90,0 mg/l). Sin embargo, los valores se mantienen dentro de niveles de despreciable toxicidad o riesgo como se analiza más adelante en el apartado "aptitud para el uso agropecuario: riego".
Entre las lagunas, el Na^{+} es el catión claramente dominante, con una concentración promedio de 466,1 mg/l ± 681,2 mg/l en invierno y 558,9 ± 634,9 mg/l en verano. La variabilidad entre muestras es considerable, aunque para éstas no pudo detectarse un patrón particular de distribución en el territorio con el número de muestras disponibles.

Los iones Mg^{2+} y K^{+} mostraron bajas concentraciones en ambas campañas, en muestras procedentes de ríos. Aunque en el caso de las lagunas, éstos se ubicaron con concentraciones similares en un segundo lugar luego del Na^{+}. 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 las muestras de ríos, el Mg^{2+} evidenció concentraciones de 7,8 ± 7,3 mg/l durante el invierno a 8,5 ± 8,4 mg/l durante el verano, en ambos casos casi el doble de las concentraciones documentadas por Casalinuovo *et al.* (2018). Para el K+, las concentraciones fueron de 3,0 ± 1,9 mg/l durante el invierno a 2,2 ± 1,7 mg/l durante el verano. En todos los casos, holgadamente en los rangos esperados para aguas naturales de ríos libres de contaminación (Anexo I).

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

2.2.4. Aniones mayoritarios y salinidad. Entre los aniones mayoritarios presentes en aguas de la RH13, el carbonato ($CO_3^{=}$) se encontró fuera del umbral de detección en todas las muestras procedentes de ríos y arroyos (<1,0 mg/l) de igual forma que en casi todas las muestras de lagunas con excepción de unos pocos casos como LPTK (12,0 y 24,0 mg/l respectivamente para invierno y verano), LCAR (126,0 mg/l durante el verano) y LBVB (72 mg/l durante el invierno). El comportamiento de este ion en las lagunas resultó afín a lo observado en la región sur y suroeste de la RH12 con la cual comparten similitudes edáficas y geológicas.
Entre las lagunas el ion Cl^- es el anión claramente dominante en las aguas de la RH13, de igual forma que en la RH12, en particular con valores extremos observados en cuerpos que acompañan la distribución geográfica del bicarbonato, el segundo anión en importancia en lagunas de la región. Entre ambos se presenta una fuerte correlación de 0,639 (R^2= 0,408) para el invierno y 0,878 (R^2= 0,770) para el verano. Las concentraciones promedio de Cl^- resultaron del orden de 570,3 g/l (δ= 888,4 g/l; cv%= 155,8) para finales del invierno y de 713,6 mg/l (δ= 794,9 mg/l; cv%= 111,4) para el verano. En estos cuerpos, el bicarbonato, segundo ion dominante del grupo, se presentó con concentraciones de 397,1 mg/l (δ= 327,5 mg/l; cv%= 82,5) para finales del invierno y de 383,4 mg/l (δ= 224,9 mg/l; cv%= 58,7) para el verano.
En los cursos superficiales, ambos iones también dominan entre los aniones mayoritarios, pero con una relación inversa, con el bicarbonato como el más importante, con un promedio de 100,2 mg/l (δ= 63,7 mg/l; cv%= 63,6) para finales del invierno y de 99,5 mg/l (δ= 69,1 mg/l; cv%= 69,4) para el verano. En este caso, la relación entre ambos también se confirma con una fuerte correlación del orden de 0,716 (R^2= 0,513) para el invierno y 0,875 (R^2= 0,766) para el verano.

2.2.5. Presencia de Oxígeno (OD). La cantidad de oxígeno disuelto en una corriente de agua o un cuerpo depende mayormente de su temperatura (Akaahan *et al.,* 2016), de la salinidad y de la presión atmosférica en cada momento, lo cual es a su vez una función de la altitud como de las condiciones

atmosféricas medias al momento de un análisis. La concentración de OD media en cursos durante los momentos de colecta de muestras fue de 11,4 mg/l (δ= 1,8 g/l; cv%= 15,8) en el invierno y 9,6 mg/l (δ= 2,1 g/l; cv%= 21,5) para el verano. De acuerdo a lo esperado, con temperaturas medias (TM) más elevadas en la estación seca, las concentraciones de oxígeno resultaron menores. Sin embargo, la gran variabilidad observada en parámetros que influencian al OD, como la CE_E, no permitieron encontrar correlaciones fuertes entre parámetros.

En la Figura 2.1 se representa la distribución de registros de TM y OD para los diferentes momentos de muestreo y cuerpos de agua. No han sido corregidos por salinidad del medio o presión atmosférica durante el momento de toma de datos, lo cual permitiría explicar el comportamiento de algunas muestras que superan la curva de máxima dilución de O_2 en función de la temperatura solamente. En las lagunas las concentraciones de OD observadas resultaron en promedio para la RH13 del orden de 11,3 mg/l (δ= 2,4 g/l; cv%= 20,8) durante el invierno y de 7,2 mg/l (δ= 1,5 g/l; cv%= 21,2) durante el invierno.

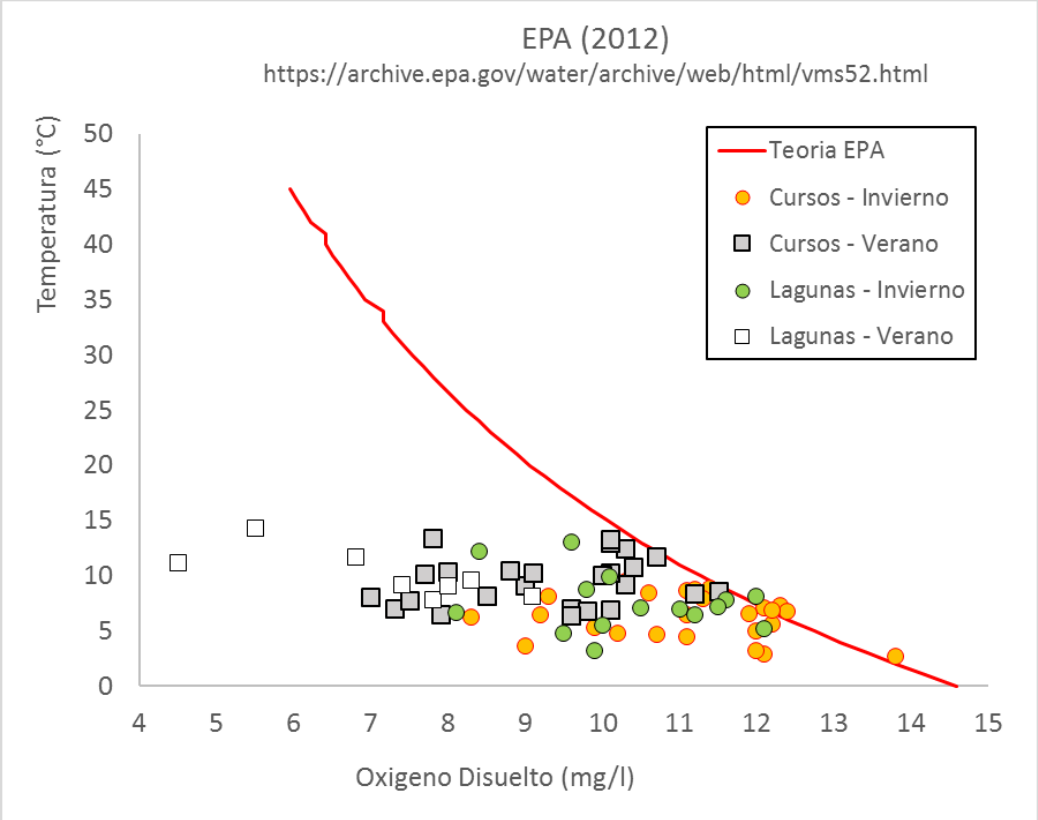

Figura 2.1. Presencia de oxígeno disuelto (OD) en puntos de toma de muestras de agua de la RH13 durante 2019. Puntos que exceden la curva de máxima disolución posible (EPA, 2012) no han sido corregidos por salinidad del medio o presión atmosférica durante el momento de toma de datos.

2.2.6. Materia orgánica. Todos los ríos de superficie del mundo contienen materia orgánica (MO) en dos grandes fracciones, una disuelta y una no

disuelta, y sus concentraciones relativas son mayormente una función del clima y de la productividad vegetal del paisaje circundante, entre otros aspectos (Davisson, 2001; Mostofa *et al.*, 2013). Davisson (2001) cita para ambientes fluviales con buena presencia de humedales y pantanos, altas concentraciones de MO presente en diferentes formas hasta valores de referencia de ~25 mg/l. Entre las fuentes productoras de MO más importantes que pueden reconocerse en la región la ganadería es quizás la de mayor intensidad. Con la sola excepción de la muestra POT16 durante el invierno, todas las analizadas en el presente proyecto, procedente de lagunas y ríos en ambas estaciones de la RH13 contienen MO. Su contenido promedio resultó siempre ligeramente más elevado en el verano respecto al invierno auqnue con una mayor variabilidad, lo cual revela una relativa heterogeneidad entre procedencias. Las concentraciones promedio fueron de 9,23 mg/l (δ= 9,65 mg/l; cv%= 104,6) y 11,74 mg/l (δ= 15,02 mg/l; cv%= 128,0), respectivamente para invierno y verano en muestras de ríos y arroyos. En las lagunas la concentración fue mayor y con similar tendencia entre estaciones, con promedios de 13,50 mg/l (δ= 19,58 mg/l; cv%= 145,0) y 32,32 mg/l (δ= 43,67 mg/l; cv%= 135,2), respectivamente para invierno y verano.

2.2.7. Nitrógeno y sus formas. 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 and Castillo, 2007).

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). A diferencia de la temporada 2017 – 2018 en que este umbral fue superado en diversas muestras de agua de ríos y arroyos en la región, durante las campañas de 2019 las concentraciones se mantuvieron notablemente por debajo, con un promedio de 0,05 mg/l (δ= 0,02; cv%= 29,3) durante el final del invierno y 0,13 mg/l (δ= 0,14; cv%= 107,5) durante el final del verano.

Los únicos casos individuales en los que se observó el ion NH_4^+ en concentraciones mayores, aunque por debajo de los valores – guía para aguas naturales libres de contaminación (Anexo I) fue en secciones del río Chico Sur durante el verano, próximo a la estanqueidad (CLK1xx con 0,50 mg/l; CLK2x

con 0,30 mg/l). Su presencia excesiva en agua es indicador de contaminación fecal reciente y su concentración en aguas naturales suele no superar una concentración de 0,1 mg/l (Stumm and Morgan, 1995). Aún en reducidas concentraciones puede manifestar toxicidad para la vida acuática (EPA and HSE, 2010). 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).

Entre las lagunas se observaron concentraciones promedio de 0,40 mg/l (δ= 1,27; cv%= 319,3) durante el final del invierno y 0,32 mg/l (δ= 0,54; cv%= 170,0) durante el final del verano. KAG51, una laguna costera presentó la única concentración extrema entre éstas con 5,0 mg/l durante el invierno, extremo que no fue corroborado nuevamente durante el verano. No se reconocen por el momento fuentes antrópicas de vertido de NH_4^+ en la región como efluentes industriales, utilización extensiva de agroquímicos, erosión de suelos con importantes contenidos de materia orgánica o incendios forestales, entre otras fuentes posibles (EPA, 2013).

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 (McCutcheon *et al.*, 1992; Allan & Castillo, 2007). Su presencia 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). Durante el invierno de 2017 no se observaron concentraciones de NO_2^- que superasen el umbral mínimo de detección utilizado en el presente proyecto, de < 0,01 mg/l, tanto en cursos como cuerpos. Hacia el final del verano, las concentraciones promediaron 0,027 mg/l (δ= 0,103; cv%= 378,6) en ríos y 0,007 mg/l (δ= 0,008; cv%= 114,0) en lagunas. La variabilidad en el primer caso resultó notablemente elevada, pero influenciada en los cálculos por unos pocos casos excepcionales de concentración del ion NO_2^- como el arroyo San José (SJCAx), aguas debajo de los vertidos cloacales de la ciudad de Río Turbio y la planta depuradora de carbón de la empresa YCRT, con 0,527 mg/l. No obstante esto, todos los valores analizados se encuentran por debajo de valores – guía para cursos naturales libres de contaminación (Anexo I).

Los nitratos (NO_3^-) representan la forma química más común del N en aguas naturales (McCutcheon *et al.,* 1993). En general, en situaciones naturales, es de esperar que las concentraciones resulten relativamente bajas en ambientes subárticos o subantárticos si bien no se trata de una regla de aplicación

universal (Maybeck, 1982). En ríos y arroyos de la RH13 su presencia resultó escasa, habiéndoselo encontrado en contadas ocasiones por sobre el umbral mínimo de detección (<0,1 mg/l) tanto en invierno como en verano. No se identificó un patrón específico de distribución de concentraciones dentro de la región, e incluso entre estaciones su presencia resultó bastante homogénea, con unos 0,303 mg/l (δ= 0,625; cv%= 206,1) a finales del invierno y 0,292 mg/l (δ= 0,293; cv%= 100,4) hacia finales del verano. En el caso de las lagunas el ion resultó un poco más frecuente durante el verano, momento en el cual todas las muestras evidenciaron concentraciones entre 0,300 y 1,300 mg/l. Estas concentraciones de NO_3^- se encuentran notablemente por debajo del umbral de 3,0 mg/l considerado un límite de referencia habitual en aguas naturales (McCutcheon *et al.* 1992; Nordin *et al.* 2009). 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 consistente con buena parte de las observaciones de la temporada 2019.

Regiones con una importante remoción de la cobertura vegetal natural y producción ganadera extensiva, así como con vertidos cloacales de procedencia urbana, como las identificables en cuencas altas de los ríos Turbio, Primavera, Rubens y Penitente, 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). En el presente informe no se dispone de datos que permitan validar esta hipótesis, dado que incluso se presentaron concentraciones en casi todas las muestras de agua por debajo de los niveles detectados en las campañas de 2017–2018.

2.2.8. Fósforo y sus formas. 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).
Las concentraciones de Fósforo (P) y de Fosfato (PO_4^{3-}) resultaron bajas en casi todas las muestras de la región, en relación a los valores–guía disponibles tanto en muestras de ríos y arroyos como de lagunas (Anexo I), con una sola excepción en la muestra de invierno de KAG51, una laguna costera en el Ea. Punta Loyola con un valor de 50,0 mg/l de PO_4^{3-}. La concentración promedio en cursos del PO_4^{3-} fue ligeramente mayor durante el invierno (con mayores caudales medios) del orden de 0,074 mg/l (δ= 0,037; cv%= 50,5) en relación al verano con 0,062 (δ= 0,068; cv%= 110,4). Con el P se replicó esta tendencia estacional, con 0,035 mg/l (δ= 0,03407; cv%= 113,1) durante invierno y 0,027

(δ= 0,028; cv%= 102,3) durante el verano. En esta última estación incluso este elemento no fue detectado dentro del umbral mínimo establecido en < 0,01 mg/l.
En las lagunas se replicó el comportamiento estacional tanto para el P como para el PO_4^{3-} con concentraciones promedio de 1,36 ± 4,32 mg/l para el primero y 0,61 ± 1,08 mg/l en el segundo, durante el invierno, y de 0,08 ± 0,09 mg/l para el primero y 0,04 ± 0,04 mg/l en el segundo, durante el verano. Si bien con concentraciones pequeñas, pero relativamente llamativas en relación al resto, se observaron algunos valores un tanto más extremos como en POT14 (1,13 mg/l), POT20 (4,19 mg/l) y KAG51 (50,0 mg/l).

Todos los valores analizados entran en los umbrales de referencia para cursos y cuerpos naturales citados en diversas fuentes libres de contaminación y relativamente fuera de los límites que podrían determinar eutrofización del medio o bien superpoblación de algas (McCutcheon *et al.*, 1993; Shock and Pratt, 2003; Singh, 2013), (Anexo I). No se dispone de valores – guía para evaluar estas concentraciones halladas en términos de aguas de consumo o de utilización en riego, y tampoco se dispone de referencias en normas provinciales o nacionales (Anexos II a IV). Su procedencia podría estar asociada a fuentes naturales como la degradación de rocas o bien a excretas de animales a través de escurrimiento e infiltración dado que no se registran por el momento vertidos antrópicos específicos o aún el uso de fertilizantes en la región.
De igual forma que con antecedentes previos, las concentraciones de PO_4^{3-} en aguas de superficie de la RH13 presentaron concentraciones tan bajas y una relativamente importante variabilidad tal que no permitió establecer tendencias puntuales o agrupamientos posibles entre los principales cursos y lagunas dentro del espacio geográfico.

2.2.9. 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 (Casalinuovo *et al.,* 2018). Los procesos extractivos e industriales involucrados en este tipo de explotaciones representan un importante riesgo de contaminación, 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.

No se detectó presencia de hidrocarburos, en la forma de TPH, en ninguna de las muestras tomadas en el presente proyecto, dentro del umbral mínimo de detección (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio (ver Tomo I) para los diferentes metales e hidrocarburos analizados en muestras de agua.

PARÁMETRO	UNIDAD	UMBRAL
Aluminio (Al)	mg/l	0,001
Arsénico (As)	µg/l	2,0
Bario (Ba)	mg/l	0,1
Cadmio (Cd)	µg/l	5,0
Cinc (Zn)	mg/l	0,1
Cobre (Cu)	mg/l	0,1
Cromo (Cr)	mg/l	0,05
Hidrocarburos Totales (TPH)	mg/l	0,5
Mercurio (Hg)	µg/l	1,0
Níquel (Ni)	µg/l	5,0
Plata (Ag)	mg/l	0,01
Plomo (Pb)	mg/l	0,05
Selenio (Se)	µg/l	4,0

2.2.10. Metales pesados. No se detectó presencia de ninguno de los metales pesados analizados en casi ninguna de las muestras tomadas en el presente proyecto, por sobre los umbrales mínimos de detección propuestos con la sola excepción del Al, el cual se presentó en numerosas ocasiones por sobre el umbral de detección mínimo utilizado de 0,001 mg/l (Anexos VI y VII). Salvo pocas excepciones el Al se presentó en casi todas las muestras de cursos y cuerpos de agua en la RH12, en ambas estaciones y sin un patrón detectable de distribución de estas concentraciones en el espacio geográfico de la región. Entre las lagunas, la concentración promedio fue de 0,085 mg/l, con un ligero sesgo a los mayores valores durante el invierno respecto al verano. En el caso de los ríos, el promedio fue de 0,041 mg/l también con una mayor concentración promedio durante el invierno, en el momento de mayores caudales. En dos lagunas (POT14 y POT20) y en la sección LANN, curso que drena las aguas de la laguna Cóndor (en Ea. Glencross), las concentraciones superaron (y solo durante el invierno) el valor guía de 0,2 mg/l de ANMAT (2017) para aguas de consumo humano (Anexo II). En dos ocasiones se presentaron valores extraordinariamente elevados y fuera de los rangos promedio observados en el resto de las lagunas, LCAR en el centro de la RH13, y KAG51, en la franja costera del Mar Argentino, con unos 7,0 mg/l de Al.

En términos de estándares internacionales, los umbrales mínimos de detección utilizados en el presente proyecto para la batería de metales pesados (compatibles con los propuestos en normas nacionales en vigencia), con excepción del Al, permitieron establecer que, en caso de existir estos elementos en el agua, se encuentran por debajo de los niveles guías propuestos para aguas naturales (Anexo I). Sin embargo, en los casos del Zn, Cu, Hg, Ag y Pb no obstante hallarse el nivel de detección dentro de los valores de referencia para diversos cursos naturales como los citados por McCutcheon *et al.* (1992), éste supera los niveles guía propuestos por la EPA (2017). Los umbrales establecidos permiten no obstante confirmar que, para el total de metales propuestos, en ningún caso sus concentraciones posibles presentes en agua (en caso de confirmarse) superarían los niveles guía propuestos en el Código Alimentario Argentino (Anexo II). Ésta referencia resulta de utilidad, junto con otra normativa guía al carecerse por el momento de normas específicas de calidad de aguas de superficie aplicables a la región que complementen la Disposición N0.004/96 de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos de Santa Cruz (Anexo III) o bien los estándares sugeridos a nivel nacional en materia de residuos peligrosos vertidos en cursos y cuerpos de agua (Anexo IV).

2.2.11. Flúor. No se dispone de valores guía específicos, tanto mínimos como máximos, para fuentes de agua natural. Un estándar habitual de consulta son los límites establecidos para aguas de consumo humano según ANMAT (Anexo II), aunque pocas utilidades brindan para conocer el significado ecosistémico de los diferentes valores hallables en aguas de la región. Casi todas las lagunas presentan F, en concentraciones diversas y con patrones diversos, tanto geográficamente como entre estaciones, aunque en la generalidad de los casos, y salvo unas pocas excepciones (LCAR y LPTK), todas las muestras demostraron ser deficitarias tomando la referencia de consumo humano (ANMAT, 2017 – Anexo II). La mayoría presentó valores de entre 0,01 y 1,09 mg/l en el invierno y valores por debajo de 0,01 mg/l en el verano, con menores volúmenes de agua disponible. Entre las muestras procedentes de los cursos, el promedio de F fue de 0,77 mg/l (δ=0,54; cv%= 69,6) y también, al igual que en el caso de las lagunas, durante el verano con una menor oferta de caudales promedio, este elemento se pudo detectar en escasas muestras.

2.2.12. 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 (Casalinuovo *et al.,* 2018).

Las bacterias coliformes definen genéricamente a un grupo de microorganismos con características bioquímicas tales que permiten utilizarlas como indicadores de contaminación del agua (Arcos Pulido *et al.,* 2015). Casi todas las muestras de la RH13 evidenciaron presencia del grupo coliformes totales (CT), con la sola excepción de las dos lagunas más grandes de la región (LCON, laguna Cóndor, en el Ea. Glencross y LPTK, laguna Potrok Aike, en el Ea. Potrok Aike). Representantes de este grupo se encuentran ampliamente difundidos en la naturaleza, en el agua y el suelo siendo habitantes normales del tracto intestinal del humano y los animales de sangre caliente, en especial los coliformes fecales o termotolerantes (CF) los cuales como no pueden multiplicarse en ambientes acuáticos abiertos indican la existencia de contaminación fecal específica (Aurazo de Zumaeta, 2009). Esta presencia, contabilizada en términos de NMP/100ml resultó muy variable, entre muestras con < 2,2 y hasta >240 NMP/100ml en ríos y arroyos de la región, siendo en general más elevado su conteo durante el invierno, con baja oferta de caudales de superficie, que durante el verano. La presencia de ganado ovino, bovino y equino en cría extensiva en la región podría ser la fuente más probable de esta presencia, más aún tomando en consideración que en la región no se implementa ninguna práctica particular de apotreramiento que implique algún grado de restricción de los animales a cualquier fuente de agua natural.

Una fracción de las muestras que evidenciaron conteos de CT por sobre 2,2 NMP/100ml también presentaron coliformes termotolerantes (CF), sin un patrón especifico entre conteos observados y ubicación geográfica de lagunas. El rango de conteos también osciló entre < 2,2 y hasta >240 NMP/100ml. En este

caso no se logró detectar una correlación particular entre los conteos y las estaciones. Si bien el número de repeticiones aseguradas por el muestreo propuesto en el presente proyecto quizás resulte muy bajo para asegurar tal análisis, es posible que la muy variable oferta de agua a lo largo de las estaciones y el movimiento de rodeos que establezcan los superficiarios a lo largo del año pudiera generar una importante variabilidad de dinámica desconocida.
No se detectó la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en ninguna muestra de agua de la RH13.

2.3. Clasificación e interpretación de las aguas

2.3.1. Clasificación de aguas por su conductividad. Los valores de CE_E determinados en cursos durante las campañas de 2019, y salvo escasas excepciones como la muestra AYLF durante el invierno, se encuentran en el rango de aguas de baja mineralización según la escala propuesta por Van der Aa (2003), confirmado por los valores observados entre los STD (Tabla 6.8, en Tomo I). De igual forma, casi la totalidad de aguas se encontraron en rangos de riesgo de salinización relativamente bajos o moderados según los diferentes umbrales de referencia utilizados hasta un límite de 750 µS/cm (USDA, 1954; CCUC, 1972; Thorne and Peterson, 1954; Ayers and Westcot, 1985; en Tabla 6.9, Tomo I; y en Anexo I, en este Tomo). Una excepción a este agrupamiento fueron las muestras de AYLF, un curso menor con régimen temporario, de vertiente directa al mar Argentino en el sureste de la RH13 (en el Ea. Punta Loyola), con CE_E entre 778,0 µS/cm (verano) y 790,5 µS/cm (invierno), y que permiten clasificarla como de alta peligrosidad salina.

Los valores de CE_E medidos en la mayoría de las lagunas (70% de lagunas muestreadas) se encontraron en el rango de baja mineralización (< 770 µS/cm) o bien de mineralización intermedia (< 2.308 µS/cm), (Tabla 6.8, en Tomo I). Unos pocos casos, como LPTK (laguna Potrok Aike, en Ea. Potrok Aike), LMED2 (laguna San José, en Ea. San José), LCAR (laguna Carolina, en Ea. La Carlota) y LBVB (laguna Bismark, en Ea. Markatch Aike), se presentaron en el rango de mineralización elevada, con valores entre 3.524 y 10.795 µS/cm, tratándose de aguas de alto riesgo de salinización para todas las clasificaciones disponibles (Avellaneda *et al.*, 2004, en Tabla 6.9, Tomo I). Los cuerpos seleccionados como representativos de la RH13 comenzaron su recarga estacional durante los primeros días abril de 2019, tratándose casi todas ellas de régimen temporario. Varias se encontraron secas al final del verano e incluso hacia el final del invierno (momento de recarga anual), se presentaron con escaso volumen de agua disponible.

La dinámica estacional de las lagunas de la región, mayormente de tipo semipermanente, condiciona volúmenes disponibles completamente impredecibles entre años consecutivos. En consecuencia, no resulta posible considerarlas una fuente confiable para su uso en riego. Sin embargo, representan una importante fuente de bebida animal en extensas regiones como el centro y oriente RH13 en las cuales las fuentes de agua superficial son una limitante severa, en especial dentro de las estaciones secas, desde mediados de primavera y hasta finales del verano. Sin bien suele considerarse que existen amplios límites para la CE_E tolerada por el ganado en diversas referencias internacionales (Anexo VIII), los análisis de muestras de la región permiten confirmar que una proporción importante de las lagunas se encuentran en situaciones de utilidad práctica, pero en algunas ocasiones con pérdidas posibles de rendimiento (Tabla 2.2). Entre las aguas de ríos y arroyos, no se presentan limitantes para la utilización en la bebida de cualquier grupo de ganado.

Tabla 2.2. Umbrales de tolerancia del ganado a diferentes valores de Conductividad Eléctrica Específica (CE_E). Adaptado de ANZECC (2000a; 2000b) a partir de funciones de conversión y umbrales propuestos de concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD).

GANADO	**CE_E (µS/cm)**		
	Sin efectos adversos	Ganado con alguna reticencia inicial a aceptar el umbral pero con adaptación sin pérdida de rendimiento	Ganado podría tolerarlo pero comienza la pérdida de rendimiento y problemas de salud y condición animal
Vacuno (carne)	< 5.970	5.970 – 7.463	7.463 – 14.925
Vacuno lechero	< 3.731	3.731 – 5.970	5.970 – 104.478
Ovino	< 7.463	7.463 – 14.925	14.925 – 19.403
Equino	< 5.970	5.970 – 89.552	89.552 – 10.448
Porcino	< 5.970	5.970 – 89.552	89.552 – 11.940
Aves de corral	< 2.985	2.985 – 4.478	4.478 – 5.970

2.3.2. Aptitud para el uso agropecuario: riego. 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 and Wescot, 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.

Sin tomar en consideración la oferta de agua en lagunas para su utilización en irrigación, las cuales en general se tratan de cuerpos semipermanentes en la región casi sin volúmenes disponibles desde mediados de primavera y hasta el final del verano, la totalidad de aguas disponibles en cursos de la RH13 puede

clasificarse como de excelente calidad para su utilización en riego de acuerdo a los rangos propuestos por Wilcox (1955), (Figura 2.2), sin limitaciones específicas debidas al Na^+ presente, aun cuando se trata de uno de los cationes más importantes en términos de concentración en la región junto al Ca^+, entre los mayoritarios. En este esquema tampoco se detectan limitaciones asociadas al riesgo de salinización, tomando como referencia a la CE_E.

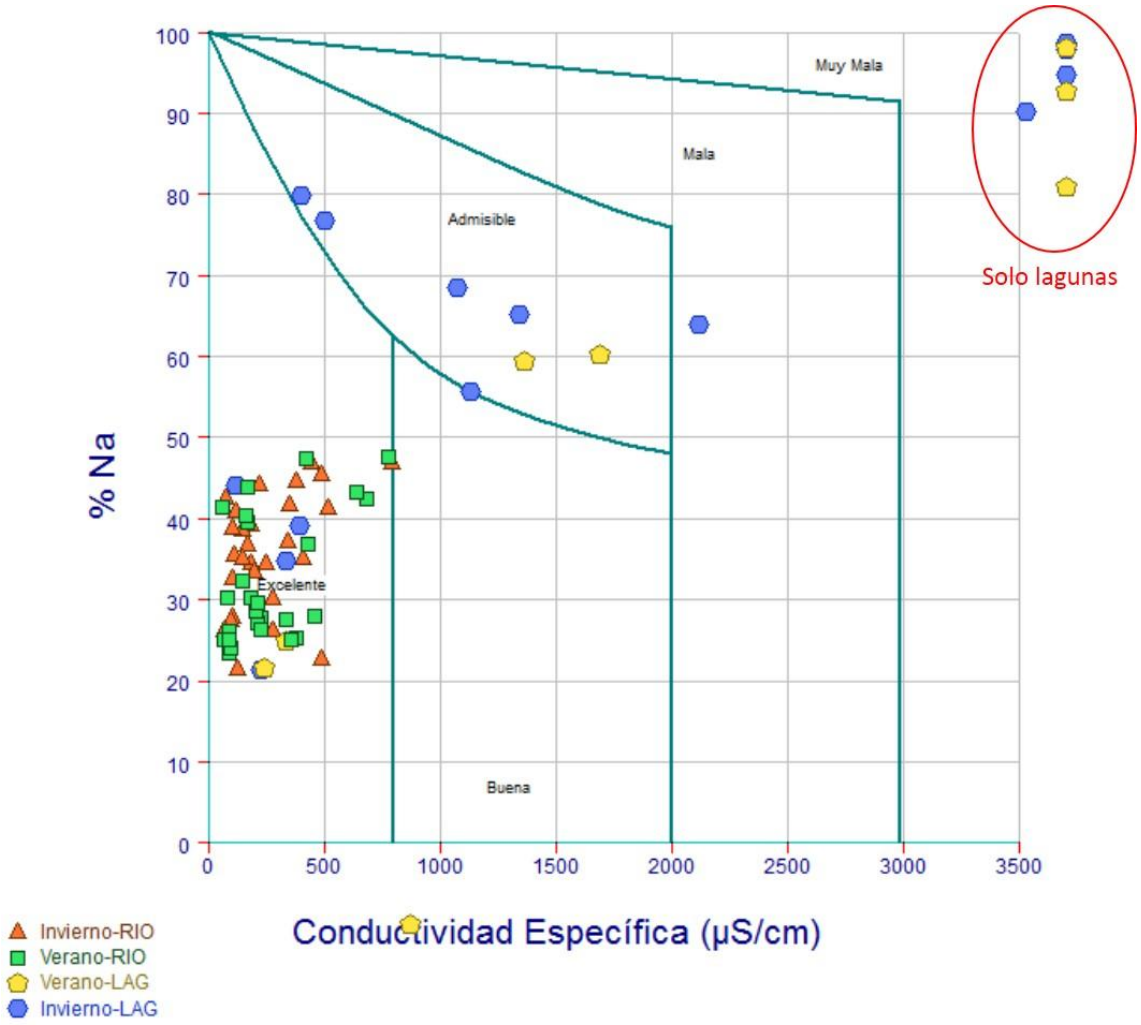

Figura 2.2. Diagrama de Wilcox (1955) con la clasificación de aguas de la RH13 Río Gallegos muestreadas en 2019, según la aptitud de uso para la irrigación. En rojo se destacan algunas muestras particulares de ríos, fuera de rango.

En términos de calidad para su uso en riego (complementario y solo durante la temporada de crecimiento) según el esquema de Riverside (1954), casi la totalidad de aguas de ríos y arroyos en la RH13 se ubican entre las categorías C1 (< 250 µS/cm de CE_E) y C2 (< 750 µS/cm de CE_E), (Figura 2.3). La primera mencionada puede utilizarse en el riego de la mayor parte de cultivos de interés y en casi cualquier tipo de suelo, sin que resulte probable que se desarrollen situaciones limitantes debido a la salinidad, que pudieran afectar su

rendimiento, y salvo quizás en suelos con impedimentos para el drenaje en los cuales podría requerirse algún tipo de drenaje artificial (Avellaneda *et al.*, 2004). En el caso de la segunda, comienzan a aparecer algunas restricciones para cultivos con alguna sensibilidad específica a las sales y en especial si los suelos en cuestión tuviesen algún impedimento para la infiltración, y en los cuales podría resultar necesaria tanto la combinación del uso de especies tolerantes como la implementación de prácticas de mejora del drenaje de los suelos asociado al riego (Avellaneda *et al.*, 2004).

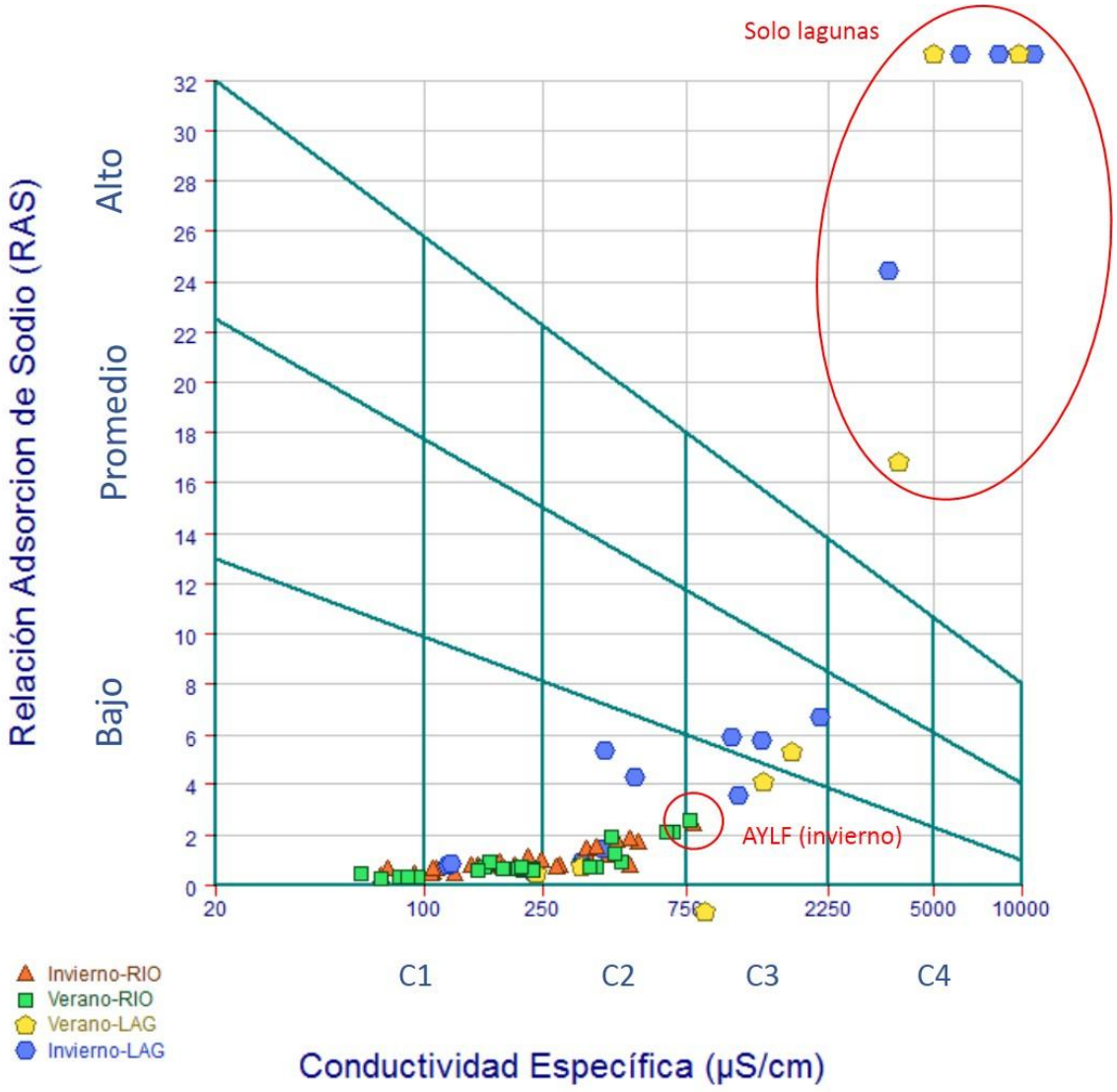

Figura 2.3. Diagrama de Riverside (1954) con la clasificación de aguas de la RH13 Río Gallegos muestreadas en 2019, según la aptitud de uso para la irrigación. En rojo se destacan algunas muestras particulares de ríos, fuera de rango.

La única muestra que excedió ligeramente este umbral, tanto en invierno como verano fue AYLF, en el extremo oriental de la RH13 y que clasificaría como de

tipo C3, una calidad que solo podría ser utilizada en suelos de buena permeabilidad y para el riego de especies con moderada a buena resistencia a la salinidad (Avellaneda *et al.*, 2004).

En todos los casos analizados, los resultados son consistentes con los obtenidos en campañas previas (2017–2018) con la única diferencia destacable en un ligero incremento medio de la representatividad del Na^+.

2.3.3. Aptitud para el uso agropecuario: bebida animal. En regiones áridas y semiáridas del mundo, como lo es buena parte del territorio en la Patagonia Austral, el ganado comúnmente se encuentra expuesto a aguas de bebida de pobre o marginal calidad durante buena parte del año o en año redondo, lo que podría condicionar mermas en la producción, inconvenientes en la salud e incluso muerte (Ayers and Westcot, 1985). Existe una importante variabilidad en el comportamiento de diferentes grupos animales a una diversidad de situaciones en las fuentes de agua entre las cuales la fisicoquímica de las aguas, su dinámica de cambio estacional, la edad y condición de salud y vigor de los animales, las especies animales en cuestión y la calidad y composición de su dieta, entre otras, juegan un importante rol.

Como se analizó en el apartado de clasificación de aguas por su conductividad, todas las aguas de cursos naturales resultaron aptas para la bebida animal, así como la mayoría de las lagunas, aun cuando en éstas se presentan valores de CE_E característicamente elevados. Unas pocas de éstas dentro de la RH13 escapan completamente como fuente de abrevado por los valores acusados, en especial durante el verano (momento de mayor demanda y menor oferta natural). Esta situación se confirma con las concentraciones de STD para la mayoría de las especies de interés agropecuario como así también con sus respectivos niveles de alcalinidad de $CaCO_3$ en el cual el rango entre 1.000 y 2.500 mg/l comienza a ser una limitante para prácticamente cualquier tipo de ganado (Anexo VIII).

La mayoría de las aguas en la región, procedente de cursos naturales, pueden clasificarse a partir de los valores guía utilizados y para los parámetros físicos y químicos analizados en el presente proyecto (Anexo VIII) como de buena a excelente calidad, aceptable para el abrevado de la mayoría de los ganados considerados sin elementos que representen toxicidad específica o una limitación en particular, si bien en general tratándose de aguas de baja y moderada mineralización, como se explicó previamente. Algunos parámetros como el pH y los STD se presentaron en ocasiones en el umbral de aguas consideradas como pobres por las referencias disponibles, en el segundo parámetro mencionado particularmente limitante para aves de corral.
Entre las lagunas se presentan una diversidad de situaciones dentro de la RH13 de igual forma a lo observado en la RH12, aunque sin alcanzar niveles

extremos en algunos parámetros químicos (Tomo IV) tal que las descalifiquen como de buena aptitud para el abrevado animal. Así, en amplias regiones de la RH13 sin un buen desarrollo de la red hidrográfica del río Gallegos como su zona central y la franja costera, las lagunas resultan esenciales para el mantenimiento de una actividad ganadera, cuando menos en momentos en los cuales se presenta un bajo nivel de producción de agua.

2.3.4. Condiciones hidroquímicas (Piper). Los mayores constituyentes químicos en los sistemas acuáticos consisten en los iones Ca^{+}, Mg^{+}, Na^{+}, K^{+}, HCO_3^{-}, $CO_3^{=}$, $SO_4^{=}$ 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, 1985; Dissanayake and Weerasooriya, 1985).
Sodio y Potasio (aunque principalmente el primero) resultan los cationes dominantes en las lagunas (Figura 2.5) y en ríos, Sodio y Calcio (Figura 2.4).

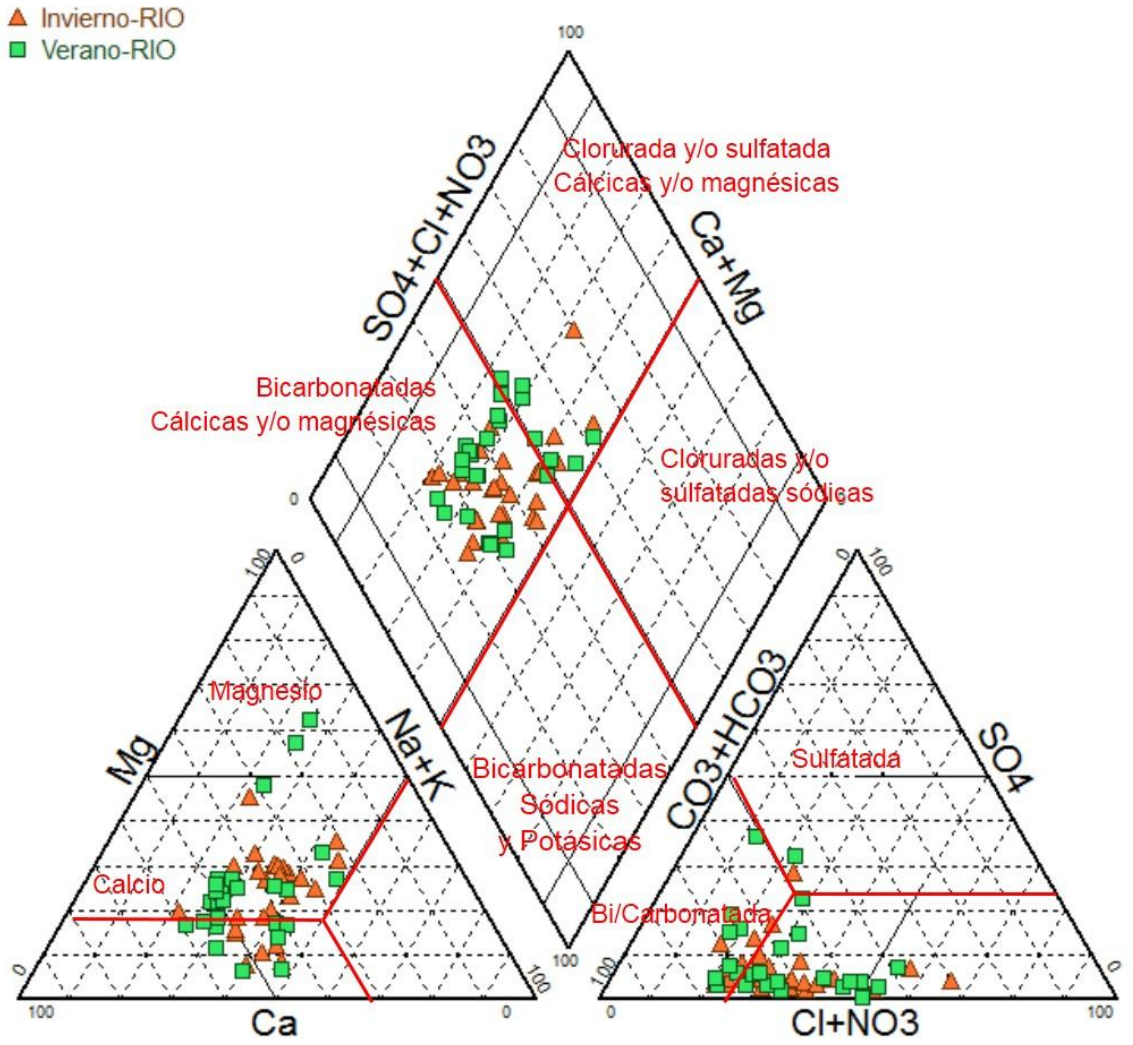

Figura 2.4. Clasificación de las aguas superficiales procedente de ríos y arroyos de la RH13 río Gallegos durante 2019, según el esquema de Piper.

Entre los aniones, el Cloruro domina en el agua procedente de lagunas, seguido por el Bicarbonato, mientras que en aguas de ríos es éste último el dominante. Así, las facies dominantes entre las aguas de la RH13 resultaron ser principalmente bicarbonatadas cálcicas en ríos y cloruradas cálcicas en menor proporción (Figura 2.4), sin grandes cambios entre estaciones. Las lagunas distribuyen sus aguas en un amplio espectro de facies, aunque tienden a dominan las cloruradas sódicas, principalmente durante finales del verano, con una menor oferta de volumen disponible antes de desaparecer. Durante el invierno el espectro es amplio desde bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas a cloruradas sódicas, con algunas en facie bicarbonatada sódica (Figura 2.5).

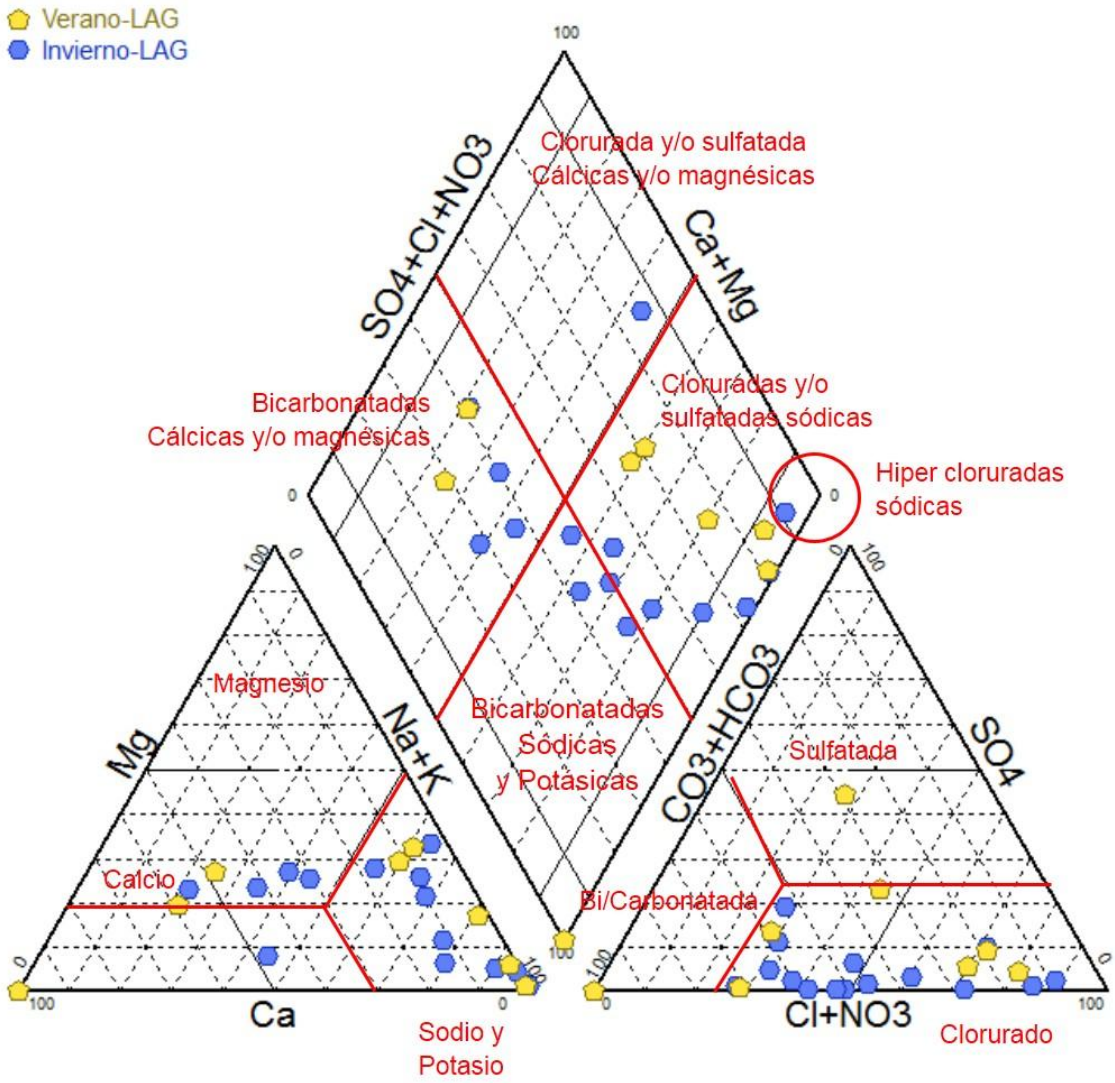

Figura 2.5. Clasificación de las aguas superficiales procedente de lagunas de la RH13 río Gallegos durante 2019, según el esquema de Piper.

2.3.5. Clasificación según dureza de $CaCO_3$. Los umbrales de clasificación de aguas según la dureza de $CaCO_3$ son un tanto arbitrarios y dependen de los objetivos del estándar que los establece (McCutcheon *et al.* 1993). McGowan

(2000), EPA (1994) y WHO (2011) proponen cuatro categorías para la clasificación de aguas según su dureza en rangos múltiplos de 60 mg/l, mientras el American Health Public Association (2017) lo hace en múltiplos de 50 mg/l para igual cantidad y denominación de rangos (Tabla 2.3), ligeramente parecidos a USEPA (1976), (Tabla 6.10, Tomo I). 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 (Wurts, 1993). Las aguas de los cursos en la RH13 cubren todo el espectro de clasificaciones posibles según su dureza (Tabla 2.3). Durante el verano predominan blandas a moderadamente duras y durante el invierno moderadamente duras, si bien ocurren multiplicidad de cambios entre categorías sin un patrón particular.

Tabla 2.3. Clasificación de las aguas de la RH13 durante las campañas de invierno y verano según su dureza promedio de $CaCO_3$, expresada en mg/l. [a] según propuesta de McGowan (2000), EPA (1994) y WHO (2011); [b] según propuesta de American Health Public Association (2017). (v)= verano; (i)= invierno.

RANGO [a]	TIPO [a]	MUESTRAS	RANGO [b]	TIPO [b]
< 60	Blandas	LCAR (i); POT14; POT19; POT20; CREK; GLBT (v); GLMA; GLMB; GLPB; GLPK (v); GLPN; GLSS; GLSU; PEBA; RUBA; STAG (i)	< 50	Blandas
		POT15; GLBT (i), GLPK (i); PRBA (i); TURK (i)	50–150	Moderadamente duras
60–120	Moderadamente duras	DQSJx; LCAR (v); LCON (i); ESPZ; LANN; LTUR; ROBL(i); SJCAx (i); TU40; TULC; TURN; TURV; ZUBA (i); TURK (v)		
120–180	Duras	KAG51 (i); LCON (v); GCBA (i); ROBL (v); ZUBA (v), ZUBAx (v); CIK1xx (v)		
		LMED2 (v); GCBA (v); CIK1xx (i)	150–300	Duras
>180	Muy duras	LNPN; LMED2 (i); AYLF (v); CIK2x (v); ZUBAx (i)		
		POT16 (i); LPTK (v); LSTA (v)	>300	Muy duras

La dureza de $CaCO_3$ consiste en un buen indicador de la calidad del hábitat para la vida acuática en aguas naturales, en particular las formas de Ca^{2+} y Mg^{2+} entre otras posibles (Svobodova *et al.*, 1993; Wurts, 1993). Valores bajos de dureza significan una escasa presencia de Ca^{2+} y, en consecuencia,

ambientes poco deseables para algunas formas de vida como los salmónidos, no obstante, lo cual también se trata de situaciones en las cuales puede neutralizarse la toxicidad de ciertos metales pesados (Svobodova *et al.*, 1993; Riethmuller *et al.*, 2000; Kidd, 2011). En este grupo se pueden mencionar casi todas las muestras procedentes de la cuenca alta del río Gallegos y sus tributarios más importantes como el Rubens y el penitente, durante la temporada 2019. En el otro extremo, valores elevados de dureza no necesariamente se asocian a su mayor concentración sino también a presencias significativas de Mg^{2+} (Svobodova *et al.*, 1993; Wurts, 1993). En éste predominan lagunas y cursos temporarios de estepa con la única excepción de El Zurdo.
Wurts (1993) cita un rango de referencia de entre 63 – 250 mg/l de dureza de $CaCO_3$ para peces, sin discriminar géneros o especies, no obstante, lo cual fuentes alternativas de ingesta de Ca^{2+} permitirían superar el impacto de bajos valores de dureza. En el caso de salmónidos el rango deseable se ubica ente 100 – 250 mg/l de $CaCO_3$. Durante 2019, en estos rangos de referencia, y excluyendo a las lagunas, solo se encontraron algunos tributarios menores del río Gallegos como el Gallegos Chico, Roble, el Turbio y el Zurdo durante el verano, entre otros.

2.3.6. Clasificación según alcalinidad de $CaCO_3$. La alcalinidad de $CaCO_3$ consiste en un importante sistema de amortiguación de las aguas dulces como así también desempeña un rol esencial en la productividad de cursos 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 algunos metales (Morgan *et al.*, 2005; Weiner, 2008). Aguas naturales con alcalinidades muy bajas se tornan muy sensibles a la contaminación ya que no disponen de la capacidad para oponerse a las modificaciones que generarían disminuciones drásticas del pH (Chapman and Kimstach, 1996). 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; OECD, 2007; Weiner, 2008).

En particular el rango de concentraciones de 40–100 mg/l resulta el más interesante para los salmónidos (Wurts, 1993). En este rango se encontraron casi todas las aguas del curso principal del río Gallegos y los principales tributarios de caudal dentro de la red hidrográfica, si bien algunas secciones de la cuenca superior (como PEBA, GLPB, GLPN y GLMB) estuvieron cerca del umbral mínimo recomendado, calificando como aguas pobremente amortiguadas (Tabla 2.4).

Con la excepción de POT14, la única laguna que presentó una alcalinidad de < 20,0 mg/l, la gran mayoría se ubica en el rango de las moderadamente amortiguadas a muy amortiguadas.

Tabla 2.4. Clasificación de aguas de la RH13 según su alcalinidad de $CaCO_3$. Adaptado de EPA (1986), OECD (2007), Weiner (2008). (v)= verano; (i)= invierno.

Concentración en mg/l	Capacidad amortiguadora	TIPO	MUESTRAS
< 20 – 25	Pobremente amortiguadas	Baja	POT14, GLPN; GLPB(i); PEBA (i); GLMB (i)
25 – 41	Moderadamente amortiguadas		CREK; GLPB (v); PEBA (v); GLSS; GLSU; RUBA; STAG
41 – 100		Media – baja	DQSJx; POT19; ESPZ; GLBT; GLMA; GLMB; GLPK; PRBA; TU40; TULC; TURK; TURN; TURV; LTUR (i)
100 – 250	Muy amortiguadas	Media – alta	LCON; POT15; POT20; LTUR (v); ROBL; ZUBA; ZUBAx; ClK1xx; ClK2x; KAG51; SJCAx; LANN; GCBA (v); AYLF
> 250		Alta	LBVB; LCAR; LMED2; LNPN; LPTK; LSTA; POT16

2.3.7. Aptitud para el consumo humano. No se consideró en el análisis la eventual aptitud de consumo del agua de lagunas en la región, las cuales mayormente presentan parámetros que exceden en sus características múltiples requerimientos entre los establecidos en la normativa en vigencia en el país (Anexo II). En las aguas evaluadas, procedentes de ríos de la región, solo se han utilizado algunos de los parámetros establecidos en el capítulo XII de ANMAT (2017) para el establecimiento de calidad de consumo humano y por lo tanto las conclusiones extraídas solo deben tomarse como una aproximación preliminar. Para una completa definición de esta aptitud resulta necesario profundizar en parámetros no analizados en el presente proyecto.

En líneas generales, las aguas de cursos superficiales de la región satisfacen varios de los requerimientos establecidos por el Capítulo XII de ANMAT (2017), si bien existen diversas limitaciones en algunos. La muestra LANN, procedente del curso que desagua laguna Cóndor (en Ea. Glencross), por ejemplo, acusó niveles de aluminio por sobre el límite máximo admitido; diversas secciones en la región alta de la RH13 como GLPN, GLSS, GLSU y RUBA, en los tramos superiores del río Gallegos, entre otras evidenciaron concentraciones elevadas de amonio; y en general todas las aguas acusaron niveles elevados de coliformes totales y termotolerantes, así como concentraciones de nitritos (en especial en invierno), por sobre umbrales de referencia. El flúor resultó un ion deficitario en todas las muestras de ríos analizadas y en ningún caso se presentó toxicidad por éste o algún elemento particular.

Estas restricciones no consisten en aspectos limitantes dado que pueden ser tratados para potabilizar su consumo, aunque representan un aspecto a tener en consideración para la salud humana ante eventuales consumos por parte de población rural.

2.3.8. Calidad ambiental. Resulta posible identificar los impactos asociados a la actividad ganadera distribuidos amplia y homogéneamente en la región, como por ejemplo la presencia de bacterias del grupo coliformes y termoresistentes en altas concentraciones en casi la totalidad de aguas de la región. También así nitratos y nitritos, aunque en muy bajas concentraciones, incluso por debajo de lo registrado en estudios previos en la región (2017 – 2018).
Tomando como referencia algunos estándares y valores guía internacionales resulta que las aguas de superficie de la región tienden a ubicarse dentro de los rangos habituales en cursos naturales sin contaminación del mundo y tan solo las lagunas evidenciaron, en ocasiones, valores extremos para algunos pocos parámetros físicos y/o químicos que escapan a las referencias disponibles. En este caso, en ninguna de las situaciones analizadas se detectó que la fuente de los impactos fuera antrópica (con la excepción en algunos casos asociados a la ganadería) y solo resultarían la consecuencia del medio natural en que se encuentran. Puede considerarse con esto que las aguas analizadas no presentan, salvo las contaminaciones microbianas mencionadas, restricciones o impactos ambientales de consideración. Es importante destacar que, en el caso de algunos metales pesados, los umbrales de detección propuestos (todos ellos acorde a la normativa vigente en la región) se encuentran en algunos casos por sobre umbrales de referencia en normas internacionales como el caso de los metales Zn, Cu, Cr, Hg, Ag, Pb y Se, entre los que no se ha podido establecer apropiadamente en el presente proyecto si se encuentran concentraciones significativas dentro o fuera de estas referencias.

Es posible que en términos puntuales y a una mayor escala de detalle, en especial asociado a los poblamientos humanos (escasos, dispersos y de baja densidad por el momento) dentro de la región, o en mayor proximidad a fuentes localizadas de contaminación como parcelas en que se apliquen intensivamente agroquímicos, en la proximidad de minas de carbón y planta depuradora, potreros de feed-lot, entre otros, pudieran detectarse otros impactos en la calidad de las aguas superficiales no detectables a la escala propuesta en el presente proyecto. Sin embargo, tal comprobación excede los objetivos del presente proyecto, careciéndose por el momento de antecedentes suficientes de otras iniciativas que permitan aclarar esta situación ambiental.

Los resultados obtenidos en muestras procedentes de ríos y arroyos se mantienen por debajo de la totalidad de umbrales de referencia establecidos en la Disposición de DPRH – CAP No.004/96 para aguas en fuentes naturales. Si

bien esta norma ofrece unos pocos parámetros de referencia (Anexo III) y en general en relativa coincidencia con otras referencias internacionales (Anexo I). Incluso con la excepción de unos pocos casos y mayormente en la situación de las lagunas, todos los resultados se encuentran dentro de umbrales de referencia de la normativa nacional sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores (Anexo IV). Como en diversas situaciones, las lagunas presentaron la mayor cantidad de situaciones en que sus valores de referencia se apartaron de normas y umbrales – guía consultados.

En el caso de las lagunas, y solo durante el verano, se observaron concentraciones de OD ligeramente baja según las referencias disponibles (Tabla 2.5), no obstante, la situación esperada en el momento más cálido del año y en cuerpos próximos al secamiento completo al final de la estación seca. En ningún momento se registraron concentraciones de OD por debajo de 8,0 mg/l durante los momentos de muestreo del presente proyecto.

Tabla 2.5. 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

La dureza de $CaCO_3$ se encontró ligeramente baja en relación con el rango óptimo sugerido para peces en los cursos principales de la región, durante 2019, y en relación con antecedentes disponibles, si bien mayormente dentro de los valores – guía aceptados (Anexo I). Sin embargo, en términos de alcalinidad de CaCO3, la gran mayoría de las aguas pertenecientes a cursos del Gallegos y sus principales tributarios de caudal como Penitente, Rubens, Turbio, Zurdo y Gallegos Chico, evidenciaron niveles en el rango de valores – guía moderados, apropiadamente amortiguados, y compatibles con el desarrollo de salmónidos, de acuerdo a las referencias disponibles.

2.3.9. Clasificación de las aguas por la carga de sedimentos suspendidos. 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 and 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 por 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 pocas muestras entraron en el rango de buena calidad estética (<80 mg/l) según los criterios analizados por Caux *et al.* (1997), mayormente concentrados en arroyos menores como Creek (CREK), Stag River (STAG) y Esperanza (ESPZ); el río Rubens, en la cuenca alta del sistema del río Gallegos; el río Penitente (PEBA) y varias secciones altas en el propio río Gallegos (GLSU, GLPN, GLSS y GLPB) así como el arroyo Primavera (PRBA).

Los impactos provocados por los sedimentos en suspensión (SST) 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 and 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 impedirlas casi por completo en concentraciones > de 400 mg/l.

Con relativamente altos caudales hacia finales del invierno, los cursos presentaron escasas a despreciables concentraciones de SST en general por debajo de 1,0 mg/l. Sin embargo, durante el verano, la casi totalidad presentó concentraciones variables, hasta máximos de 22,0 a 25,0 mg/l con solo 3 muestras que superaron este valor hasta unos 28,0 mg/l (LANN, TURK y SJCAx). Mayormente pudieron clasificarse en el primer rango de calidad de Alabaster and Lloyd (1982) como sin riesgo para la vida acuática mientras que las últimas tres mencionadas podrían representar algún riesgo, aunque bajo. Entre las lagunas y para ambas estaciones, las concentraciones de SST también oscilaron entre < 1,0 y 28,0 (POT14), aunque un caso particular (KAG51), una laguna costera acusó los valores más elevados de la región con

4.650 mg/l durante el verano. Las aguas de la RH13 evidenciaron concentraciones de SST dentro del rango 0–25 mg/l, también pueden clasificarse como de muy buena calidad o “claras” (Caux *et al.*, 1997; Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002).

2.4. Química 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 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, o la turbulencia generada por el viento sobre cuerpos de agua someros y poco profundos. 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 necesariamente valores absolutos sino límites que permitirían justificar la necesidad o no de estudios de mayor detalle en caso de ser requeridos para decisiones específicas. 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, y de igual forma a lo documentado en el caso de la RH11 Vizcachas, debido al tamaño muestral y falta de repeticiones en el tiempo, 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 o bien entre lagunas y los sustratos en que se encuentran. Tampoco así entre las concentraciones observadas en sedimentos y la situación promedio en las aguas al momento de muestrearlas.

El Cadmio (Cd), el Mercurio (Hg) y la Plata (Ag) no presentaron concentraciones por sobre el umbral de detección mínimo propuesto en ninguna muestra de la región (Tabla 2.6). Tampoco se encontraron TPH por sobre el umbral de detección en < 20,0 mg/kg.

Tabla 2.6. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio (ver Tomo I) para los diferentes metales e hidrocarburos analizados en muestras de sedimentos en el presente proyecto en cursos y lagunas.

PARÁMETRO	UNIDAD	UMBRAL
Arsénico (As)	mg/kg	0,4
Bario (Ba)	mg/kg	2,0
Cadmio (Cd)	mg/kg	1,0
Cinc (Zn)	mg/kg	2,0
Cobre (Cu)	mg/kg	2,0
Cromo (Cr)	mg/kg	10,0
Hidrocarburos Totales (TPH)	mg/kg	20,0
Mercurio (Hg)	mg/kg	0,2
Níquel (Ni)	mg/kg	1,0
Plata (Ag)	mg/kg	2,0
Plomo (Pb)	mg/kg	10,0
Selenio (Se)	mg/kg	0,8

El Arsénico (As) se encuentra presente en todos los sedimentos analizados en la RH13. Con concentraciones promedio entre 0,68 y 2,39 mg/kg en lagunas y entre 0,55 y 4,50 mg/kg en cursos, en todos los casos se encontraron por debajo de los valores guía internacionales utilizados como referencia en el presente trabajo (Anexo V). De igual forma que con otros elementos, no se detectó un patrón específico de distribución espacial de estas concentraciones en la región. Los datos disponibles aún son escasos para arriesgar tal análisis. Los valores más elevados observados (siempre por debajo de los valores-guía) se encontraron en sitios alejados entre sí, como las secciones LANN un curso de desagüe de la laguna Cóndor en el Ea. Glencross (4,50 mg/kg), KAG51 una laguna costera en el Ea. Punta Loyola (2,15 mg/kg), LSTA una laguna en extremo sur occidental de la RH13 en el Ea. Ojo de Agua (2,39 mg/kg) y, entre otras, LCAR, una laguna en el centro de la RH13, en el Ea. La Carlota (1,83 mg/kg).

No se dispone por el momento de una referencia aplicable a concentraciones de Bario (Ba) en sedimentos de fondo de cursos de agua (Anexo V), 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 (Anexo IV). En la RH13, al igual que lo observado en la RH12 río Coyle, se trata del metal pesado más abundante entre los evaluados en el presente proyecto, con concentraciones altas en sedimentos. En las lagunas su concentración es ligeramente menor a los ríos si bien con una importante variabilidad entre muestras, con 182,0 mg/kg (±140,8 mg/kg) en el primer caso, mientras que en el segundo se presenta 202,3 mg/kg (±118,3 mg/kg). La variabilidad de ambas situaciones no permite una separación clara, con la reducida muestra disponible por el momento. En ningún caso se observó ausencia de Ba, con el umbral propuesto de detección. Las formas químicas solubles del Ba no duran mucho en el ambiente tendiendo rápidamente a formar formas químicas insolubles de carbonato y sulfato y precipitar (ATSDR, 2019; Fischer and Pulchet, 1978; CDC, 2017), lo que ha permitido encontrar grandes concentraciones en sedimento y relativamente también, en agua.

El Cinc (Zn) se presentó en todas las muestras de sedimentos de la región. En el caso de ríos se trata de un metal importante dentro de la batería de los analizados, con concentraciones del orden de 39,7 ± 20,9 mg/kg. La variabilidad en este caso es importante con extremos de 32,4 mg/kg (GCBA) y hasta 62,4 mg/kg (TURN), y sin un patrón espacial de distribución de estas concentraciones fácilmente distinguible en la región. Entre las lagunas, la variabilidad es un tanto más baja reflejando una cierta homogeneidad en la concentración de Zn entre cuerpos, tratándose de uno de los metales de presencia mayoritaria dentro de los encontrados en las lagunas de la RH13. Su promedio fue de 51,3 ± 16,7 mg/kg.

El Cromo (Cr) se encontró presente en poco menos de la mitad de muestras del proyecto en la región, cuando menos en concentraciones detectadas por sobre 10,0 mg/kg (Tabla 2.4). En muestras procedentes del lecho de ríos su concentración promedió 16,2 ± 3,4 mg/kg mientras que en lagunas unos 14,8 ± 2,1 mg/kg. En general la variabilidad es muy baja y en todas las muestras los valores resultaron próximos entre sí (Anexo I), en todos los casos siempre por debajo de los niveles de referencia utilizados.

Pocas muestras de sedimento acusaron la presencia de Plomo (Pb). Entre las lagunas tan solo tres, LNPN con 22,1 mg/kg, LSTA con 11,3 mg/kg y el dique San José en la cabecera del arroyo San José (DQSJx), con 20,7 mg/kg. Entre los cursos también unos pocos como el arroyo Roble (ROBL) con 11,3 mg/kg y el propio arroyo San José (SJCAx) con 12,8 mg/kg. En todos los casos, no obstante, por debajo de los niveles guía disponibles para cursos y cuerpos naturales (Anexo V).

Cobre (Cu) y Níquel (Ni) se presentaron en concentraciones similares, entre las más bajas entre los metales presentes en sedimentos de la región y en la totalidad de muestras analizadas. En el primer elemento mencionado, Cu, ninguna muestra superó los valores guías establecidos por las referencias internacionales utilizadas (Anexo V), en general con una concentración promedio de 13,1 ± 6,9 mg/kg para lagunas y 11,6 ± 5,8 mg/kg para los ríos. Los valores absolutos analizados en muestras individuales tampoco superaron estos valores – guía. En el caso del Ni, si bien en la gran mayoría de situaciones se cumple similares condiciones explicadas para el Cu, en 2 muestras (LCON y LPTK) se superaron los umbrales de referencia para valores máximos admisibles en cursos naturales según ANZECC (Anexo V) con concentraciones > 21,0 mg/kg. En ningún caso se superaron los umbrales de toxicidad sugeridos. Salvando las excepciones detalladas, las concentraciones promedio de Ni en lagunas resultó del orden de 10,9 ± 4,3 mg/kg (cv%= 39,9) mientras que en cursos fue de 15,4 ± 7,1 mg/kg (cv%= 45,9).

Se detectó Selenio (Se) tan solo en la muestra ROBL, con una concentración de 0,94 mg/kg, sin un valor – guía para su evaluación ambiental (Anexo V).

3. CONCLUSIONES

- Los diferentes muestreos realizados en el presente trabajo se ubicaron temporalmente en momentos representativos de los hidrogramas estacionales para el curso río Gallegos y principales tributarios de superficie, así como de los momentos de máxima y mínima oferta de agua en lagunas. 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). Los diferentes análisis desarrollados permitieron una réplica en el tiempo de los antecedentes generados en un proyecto anterior del CFI (Casalinuovo *et al.*, 2018) lo cual permite integrar una base de datos que suma unos 25 años de antecedentes sobre el tema, de gran utilidad para asegurar un seguimiento de las condiciones de calidad de una buena proporción de sus aguas. El aporte logrado por el presente proyecto 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 los ríos de la región tienen un buen potencial de aprovechamiento en términos de su aptitud para el riego, casi sin restricciones para utilizarse en prácticamente cualquier tipo de cultivo en casi cualquiera de los suelos que posean aptitudes dentro de la región, sin que resulte probable el desarrollo de condiciones de salinidad y/o sodicidad que afecten su rendimiento promedio. Con lo mencionado, es el régimen de oferta estacional de agua en cantidad, el factor a considerar en la potencial utilización para irrigación. Esta conclusión es consistente con los antecedentes disponibles de trabajos realizados en años previos. Este aspecto no menos significativo para una 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 algunos momentos del año las aguas de la RH13 evidencian 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. 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, permiten clasificar las aguas de la región como en buen estado de conservación y relativamente libres de contaminación orgánica si bien la materia orgánica se encuentra presente en todas las aguas de la región. 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.
- 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 ligeramente por encima de los valores–guía en esta temporada 2019, contrario a lo observado en la mayoría de las muestras en temporadas anteriores si bien es de esperar que este parámetro presente una importante dinámica espacial y temporal y no puede definírselo como un atributo permanente que caracterice a estas aguas. La carga de coliformes totales y fecales resultó alta en toda la región en ambas estaciones, excediendo por mucho los umbrales máximos admitidos.

- 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 que, aunque estuviesen presentes, no lo son en concentraciones de importancia (por el momento), 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 los sedimentos de la región 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.
- 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 de la provincia, 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.

- 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 de ríos durante ambas campañas se encuentran dentro de éstos. A partir de los datos generados en el presente proyecto y antecedentes similares generados en años recientes, se sugiere la posibilidad de actualizar los valores guía propuestos en normas como la Disposición DPRH–CAP No.04/96 a partir del conjunto de datos y experiencias generados en años y proyectos recientes.
- Los muestreos conducidos durante el presente proyecto, de igual forma que su antecedente inmediato durante 2017 y 2018 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. Esta situación debe tenerse presente durante la interpretación de los resultados y las discusiones planteadas dado que condicionan fuertemente tanto resultados como conclusiones. Así, por ejemplo, algunos indicadores de calidad utilizados para caracterizar las aguas en el presente proyecto son fuertemente dependientes de la cotidianeidad de eventos tanto antrópicos como naturales en la región y 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.
- Tomando en consideración lo antes mencionado, se sugiere la realización de estudios más detallados de la calidad y producción de agua y sedimentos, concentrado en las cuencas de los arroyos Primavera y San José e incluso del río Turbio a efectos de conocer con mejor detalle el impacto y dinámicas naturales en una región sometida a fuertes presiones de uso, contaminación y deterioro de los ecosistemas fluviales. Solo de

tales estudios podrán generarse pautas específicas para el control de vertidos y contaminaciones, así como mejores decisiones de administración del recurso en la zona.

- 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, no obstante existir una considerable mejor oferta de información hidroclimática de acceso público a través de Internet en la República de Chile respecto a la ofrecida en Argentina. El sector chileno concentra una gran proporción de las zonas de recarga hídrica de la región, en las cuencas vertientes de los ríos Rubens y Penitente, y de la cual Argentina representa la “cuenca baja”. Existen importantes herramientas de gestión jurídicos e institucionales a disposición 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 documenta ninguna constancia de intercambios relacionados con estos temas. No se tiene acceso a registros que documenten intercambios específicos en materia de planificación hídrica conjunta en otros ámbitos.
- Con la consideración de unas pocas excepciones, las aguas de los ríos de la región pueden clasificarse como de buena a excelente calidad para el abrevado de ganado, sin elementos que representen toxicidad específica si bien en general tratándose de aguas de baja mineralización. La red hidrográfica en la región presenta un buen grado de desarrollo si bien amplias extensiones son de tipo endorreico, sin disponibilidad de buenas aguas naturales. En estos casos se encontró un amplio abanico de situaciones físicas y químicas que condicionan la existencia de una buena proporción de lagunas con aguas de utilidad como bebida animal, aunque también numerosas con importantes restricciones y sin interés agropecuario. En la medida en que los impactos negativos del cambio climático, como la caída interanual en la producción de aguas o la alteración de los patrones intraanuales de distribución no signifique la progresiva desaparición de la oferta natural, los establecimientos agropecuarios con acceso a cursos podrían verse significativamente beneficiados respecto a los que dependen con exclusividad o en gran medida de las aguadas o lagunas. Esta situación exige profundizar en estudios que permitan conocer la dinámica actual de aguadas y lagunas para determinar el grado real de severidad del progresivo desecamiento que se observa en la región en las recientes 3-4 décadas y que permitan establecer recomendaciones técnicas orientadas a la adaptación local a un escenario futuro de posibles restricciones en el acceso a esta fuente de bebida animal para la RH13.

- Se sugiere el diseño y financiamiento para la ampliación de la actual red hidrométrica existente (bajo administración y financiamiento del Estado Nacional a través de la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación) que permita superar la situación de falta de registros documentados y estandarizados sobre parámetros fundamentales del balance hídrico, incluyendo el subsuperficial, en cursos sometidos a una importante presión de uso y/o contaminación y sin monitoreo en la actualidad como el curso del río Turbio, arroyo Primavera, río Rubens o incluso el río Gallegos en su tramo medio.
- Se sugiere analizar la factibilidad de creación de un área de reserva bajo protección y con un adecuado plan de restauración hidroambiental en la cuenca del arroyo Primavera, un curso identificado como de excelentes cualidades ambientales y productora de caudales que permiten la relativa neutralización de los impactos ambientales severos asociados al arroyo San José producto de décadas de explotación del carbón en la región. Éste es el receptor de las descargas de efluentes urbanos de la localidad de Río Turbio, así como de los vertidos industriales de la planta de depuración de carbón de YCRT y eventuales lixiviados de mina en la región. Incluso, aguas abajo de su confluencia, los caudales del Primavera contribuyen a la (eventual) dilución de las descargas de efluentes de otras poblaciones como 28 de Noviembre y Rospentek, previo a su confluencia con el río Gallegos. En ninguna de estos asentamientos poblacionales se realiza tratamiento previo de los vertidos urbanos.
- Se sugiere a las autoridades ambiental e hídrica de la provincia elaborar un plan de monitoreo periódico de la producción y calidad de aguas de superficie en la RH13, involucrando aguas subsuperficiales y subterráneas y ambientes asociados, como base para sustentar planes de gestión, así como de apoyo a la toma de decisiones. En especial se recomienda aumentar el nivel de detalle de estudios de calidad focalizando en zonas específicas de contaminación asociada a actividades antrópicas concretas a efecto de generar mejor detalle sobre dinámicas de parámetros físicos y químicos en agua y sedimentos que pueden haber escapado a la escala del presente estudio.
- Se sugiere el ajuste de indicadores de calidad de aguas, tanto superficiales como subsuperficiales, como así también aplicables a bienes y servicios ecosistémicos tales que permitan asegurar un monitoreo rápido de la condición de uso y conservación del agua en toda la región, como herramientas accesibles para apoyar procesos de toma de decisión. Esto resultará fundamental para garantizar una sencilla replicabilidad en tiempo y espacio de la toma de datos, en independencia de grandes fuentes de financiamiento, usualmente de difícil acceso.
- Se sugiere iniciar estudios sobre bienes y servicios ecosistémicos en la región asociados a los ambientes acuáticos, de forma de relacionar los

parámetros de calidad evaluados en numerosos antecedentes recientes con el significado real de conservación de los ecosistemas acuáticos de la región y con ello, establecer mejores pautas de gestión.

- Se sugiere iniciar gestiones para la creación de un Comité Binacional de Cuenca que permita el desarrollo de planes conjuntos de gestión y monitoreo de un recurso hídrico compartido en la RH13, estableciendo un diálogo con los gobiernos regionales y autoridades del agua de la República de Chile para la gestión de un recurso compartido, y aprovechando la existencia de importantes herramientas jurídicas e institucionales disponibles para lograr acercamientos y consensos con miras a una planificación regional conjunta y basada en los principios rectores de política hídrica, a los cuales la provincia de Santa Cruz adhiere. También así se recomienda la posibilidad de incursionar en mecanismos sociales participativos de gestión a escala de cuenca, reconociendo con ello una diversidad importante de intereses existentes en la región en la actualidad, de forma de consensuar objetivos y mecánicas de intervención transparentes en el territorio, cuya meta central sea la conciliación de conflictos y potenciar un uso ordenado, ambientalmente equilibrado y socialmente justo del territorio y, principalmente, su recurso hídrico.

4. BIBLIOGRAFIA

Alabaster J.S. and Lloyd R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. FAO, Great Britain University Press. 365p.

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

American Health Public Association. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Edition, Rice E.W., Baird R.B.. and Eaton A.D. (Ed.), USA: 1504p.

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

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. and Postma D. 2004. Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2nd Edition, CRC Press, London. 683p.

Arbe H.A. 1986. El Cretácico de la Cuenca Austral: sus ciclos de sedimentación. Tesis doctoral inédita. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA). 586p. En: https://digital.bl.fcen.uba.ar/download/tesis/tesis_n2176_Arbe.pdf

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.

Armour CL, Duff DA, Elmore W. 1991. He effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. Fisheries 16: 7-11.

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.

Aumassane C. y Fontanella D. 2015. Variaciones en la conductividad eléctrica del agua para riego en la cuenca del río Colorado, Argentina. Actas VII Jornadas de Actualización en

Riego y Fertirriego. Necesidades de modernización e innovación en la gestión del agua frente a nuevos desafíos, Mendoza, Argentina. 9p.

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. and 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.

Belsky AJ, Matzke A, Uselman S. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the Western United States. Journal of Soil and Water Conservation 54: 419-431.

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

Brooks KN, Ffolliott PF, Magner JA. 2003. Hydrology and the management of watersheds. Wiley - Blackwell Pub. 4th. Ed.; 545p.

Burger F. and Čelková A. 2003. Salinity and sodicity hazard in water flow processes in the soil. Plant Soil Environ. 49(7): 314-320.

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. 2009a. 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. 2009b. 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. 2009c.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

CADE – IDEPE. 2004. Cuenca del Río Serrano: Diagnóstico y clasificación de los cursos de agua según objetivos de calidad. Dirección general de Agua, Gobierno de Chile. 95p. CADE–IDEPE, 2004

Canadian Council of Ministers of the Environment. 2002. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total Particulate Matter. 13p.

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

Castro L.N. 2008. Carbón Argentino. Revista encrucijadas Nº45, Universidad de Buenos Aires.

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

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. 1961. Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina. Tomo IV, Vol.1, Recursos hidráulicos superficiales. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires. 459p.

Chapman D. and 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. 1999. Análisis de aguas superficiales a demanda de la empresa Servicios Públicos Sociedad del Estado. Laboratorio de la Comisión Nacional de Energía Atómica. Inédito.

Cobos J.C., Rodríguez M.F., Panza J.L., Yamin M.G., Escosteguy L.D. y Pichersky G., 2016. Hoja Geológica 5172-IV, Esperanza. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recurso Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín N° 423: 108p.

Collantes M., Anchorena J. and Korenblit G. 1989. A soil nutrient gradient en Magellanic Empetrum Heathlands. Vegetatio 80: 183-193.

Cruzate G., Gómez L., Pizarro M.J., Mercuri P. y Banchero S. 2013. Suelos de la República Argentina v9.0. En: http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/

Cuadra D. y Oliva G. 1994. Ambientes naturales de la Provincia de Santa Cruz, Revista Espacios. Universidad Nacional de la Patagonia Austral. UARG.

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 20/05/2019.

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., Zerpa 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.

Diaz Boris G. 2018. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo inferior del río Gallegos. Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos 2015/05 – 2018/07 de la estación hidrométrica Palermo Aike (BDHI 2838). Publicación Ténica INTA EEA Santa Cruz, Secretaría de Agroindustria de la Nación. 16p.

Diaz J.L. 1995. Mapa hidrogeológico, Zona Sur de la Provincia de Santa Cruz. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones. 80p.+ anexo cartográfico.

DIFROL. 2018. Comité de Integración Chile – Argentina. Ministerio de Relaciones Exteriores, Dirección Nacional de Limites 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.

DNRH-DPRH. 1997. Estudio de las cuencas hídricas de los ríos Coyle y Vizcachas. Informe Técnico N°2: Tareas realizadas por la Dirección Provicnial de Recursos Hídricos dentro del marco de proyecto. 10p.

DPRH – CAP. 1996. Disposición No.004/1996.

DRILLINGINFO. 2018. En: https://info.drillinginfo.com/

Elliott M. and McLusky D.S. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 815-827.

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

Elmore W. & Beschta R.L. (1987). Riparian areas: Perceptions in management. Rangelands 9(6): 260-265.

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 and 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. 1978. Microbiological methods for monitoring the environment: Water and wastes. EPA600/8-78-017. Ohio, USA. 317p.

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. 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 aproaches. United States Environmental Protection Agency, Office of Water. 58p.

EPA. 2007. Regulatory monitoring and testing: Water and wastewater sampling. EPA Guidelines, South Australia. 58p.

EPA. 2013. Final Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria For Ammonia. Federal Register Vol78, No.163, Daily Journal of US Government: p.52192-52194. En: https://www.federalregister.gov/documents/2013/08/22/2013-20307/final-aquatic-life-ambient-water-quality-criteria-for-ammonia-freshwater-2013

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

Fischer RA, Martin CO, Fischenich CJ. 2000a. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife. Int. Conf. on Riparian Ecology and Management in Multi Land Use Watersheds, Proceedings Am. W. Res. Assoc.: 7p.

Fischer RA, Martin CO, Fischenich CJ. 2000b. Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. Town of Canterbury, ERDC-TN-EMRRP-SR-24: 17p. http://canterburyct.org/

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 treatement station in Curitiba, Brazil. Estud. Biol. 30(70-72): 63-69.

Güler C., Thyne G.D., McCray J.E. and Turner A.K. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. Hydrogeology Journal, 10: p.455-474.

Hansen P.L., Thompson W.H., Smith R. & Yeagger T. (2011). Classification and management of upland, riparian, and wetland sites of USDI Bureau of Land Management's Miles City Field Office, Eastern Montana USA. Natural Resources and Environmental Issues: Vol. 16, Article 32: 10p.

Hawes E. and Smith M. 2005. Ripparian buffer zones: Function and recommended widths. Eigthmile River Wild and Scenic Study Committee.

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

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

Horton RE. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of the Geologycal Society of America 56: 275-330.

IANIGLA – CONICET. 2017. Informe de la subcuenca del río Turbio y Rubens, cuenca de los ríos Gallegos y Chico, Provincia de Santa Cruz. Inventario Nacional de Glaciares, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 24p.

IANIGLA. 2018. Informe de la cuenca del río Vizcachas. Inventario Nacional de Glaciares. CONICET – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación. IF-2018-22303882-APN-DNGAAYEA#MAD. 58p.

IDEChile. 2017. Infraestructura de Datos Geoespaciales. Ministerio de Bienes Nacionales, República de Chile. En: http://www.ide.cl/descarga/capas. Último acceso: 18/07/2019.

IGM. 1947. Hoja 5172-34 Estancia Glencross. E.1:100.000. Instituto Geográfico Militar de la República Argentina. 1° Edición.

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 y 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.

Kauffman J.B. and Krueger W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A review J. of Range Management 37: 430-438.

Kearney RE. 1999. Evaluating recreational fishing: managing perceptions and/or reality. En: Pitcher, T. (Editor). Evaluating the Benefits of Recreational Fisheries. University Of British Columbia Fisheries Centre Research Reports, 7: 9-14.

Kidd S. 2011. Summary of standard parameter ranges for salmonid habitat and general stream water quality. En: Water Quality Monitoring Grant Report, Oregon Watershed Enhancement Board, Salem, Oregon.

Kraemer P.E., Ploszkiewicz J.V. y Ramos V. 2002. Estructura de la Cordillera Patagónica Austral entre los 46º y 52º S. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. I-21:1-12

Kutschker A, Brand C, Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. Ecología Austral 19: 19-34.

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.

Lecca R.E. y Ruiz L.E. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Industrial Data 17(1): 71-80p.

Lee A.H. and Nikraz H. 2015. BOD: COD Ratio as an indicator for river pollution. International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering, 88: 89-94.

Luján Roca D.A. 2014. Pseudomonas aeruginosa: un adversario peligroso. Acta Bioquím. Clin. Latinoam 48(4): 465-474.

Malumián N., Panza J.L., Parisi C., Náñez C., Caramés A. y Torre E . 2000. Yacimiento Río Turbio. Hoja Geológica 5172-III. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recurso Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín Nº 247.

Mata R.I., Barbero D.H., Gonzalez D.A., Rial P.E., Roncoroni L. y Trevotich T.D. 2013. Desarrollo de Sistema de Información Territorial, provincia de Santa Cruz. Informe Final (Marzo), Consejo Federal de Inversiones (CFI), Expte. No.12756-00-01: 86p.

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

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.

McFadden JT, Cooper EL, Anderson JK. 1965. Some effects of environment on egg production in brown trout Salmo trutta. Trans. Am. Fish. Soc. 10: 88-95.

McGowan W. 2000. Water processing: residential, commercial, light-industrial. 3rd Ed. Lisle, IL, Water Quality Association.

McKee J.E. and Wolf H.W. 1963. Water quality criteria. 2nd Ed., Publication 3-A, California State Water Resources Control Board, USA. 583p.

Miller R.L., Bradford W.L. and Peters N.E. 1988. Specific conductance: Theoretical considerations and application to analytical quality control. USGS Water-Supply Paper 2311, USA. 23p.

Mills K.E. and Stevenson N.J. (1999). Riparian vegetation. Chap.12: p.133-142. In: Aquatic Habitat Assessment, Common Methods. Bain M.B. & Stevenson N.J. (Eds.). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 371p.

Miserendino L., Bava J. y López Bernal P. 2017. Índice de valoración de hábitat para ríos de montaña. Guía de campo. CIEFAP. 16p.

Morgan T.P., Guadagnolo C.M., Grosell M. and Wood C.M. 2005. Effects of water hardness on the physiological responses to chronic waterborne silver exposure in early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic toxicology 74: 330-350.

Morris WC. 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.

Moscatelli G., Muro E.E., Gorgas J.A. y Vargas Gil, J.R., 1990. Atlas de suelos de la República Argentina, Tomos I y II. Proyecto PNUD ARG. 85/019. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca.

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

Munné A., Prat N., Solá C., Bonada N. & Rieradevall M. (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Consertavion: Marine and Freshwater Ecosystems 13: p.147-163.

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

Naiman RJ, Bilby RE. 1998. River Ecology and Management in the Pacific Coastal Ecoregion. En River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion. Naiman, R. J. & R. E. Bilby ed. 705 pp.

Nasreen M., Sarker A., Malek M.A., Ansaruzzaman M. and 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.

Niemeyer H.F. 1982. Hoyas hidrográficas de Chile: 11° Región Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo y 12° Región de Magallanes y de la Antártica Chilena. Dirección General de Aguas, República de Chile. 165p.

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.

Nullo F., G. Blasco. Risso C., Combina A. y Otamendi J. 2006. Hoja Geológica 5172-I y 5175-II, El Calafate, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). Boletín No.396, 86p.

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

Oliva G, González L, Rial P, Livraghi E. 2001. El ambiente en la Patagonia Austral: Áreas ecológicas de Santa Cruz y Tierra del Fuego. Cap.2: 41-82. En: Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral. Borrelli y Oliva Ed., PRODESAR, INTA, GTZ, UNPA, CAP. 272p.

Oliva G., García G., Ferrante D., Massara V., Rimoldi P., Diaz Boris G., Paredes P., Gaitán J. 2017. Estado de los recursos naturales renovables en la Patagonia Sur Extraandina. Centro Regional Patagonia Sur INTA. Ministerio de Agroindustria. 66p.

Oliveira-Filho E.C., Caixeta N.R., Simplício N.C.S., Sousa S.R., Aragão T.P. and Muniz D.H.F. 2014. Implications of water hardness in ecotoxicological assessments for water quality regulatory purposes: a case study with the aquatic snail Biomphalaria glabrata (Say, 1818). Braz. J. Biol., 2014, vol.74 (1): p175-180.

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.

Osborne LL, Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. Freshwater Biology, 29: 243-258.

Panno S.V., Hackley K.C., Hwang H.H., Greenberg S., Krapac I.G., Landsberger S. and O'Kelly D.J. 2002. Source Identification of Sodium and Chloride Contamination in Natural Waters: Preliminary Results. P roceedings, 12th Annual Illinois Groundwater Consortium Symposium, Illinois Groundwater Consortium. 26.

Panza J.L., Sacomani L.E., Parisi C., Pezzuchi H. y Pichersky G. 2015. Hojas Geológicas 5169-III Río Gallegos y 5169-IV Cabo Buen Tiempo, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín No413: 186p.

Pereyra F.X. 2007. Mapa geomorfológico de la provincia de Santa Cruz E 1:1.000.000. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), Instituto de Geología y Recursos Mineros.

Pereyra F.X., Fauqué L. y González Díaz E.F. 2002. Geomorfología. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino.

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.

Riethmuller N., Markich S., Parry D. and Van Dam R. 2000. The effect of true water hardness and alkalinity on the toxicity of Cu and U to two tropical Australian freshwater organisms. Supervising Science Report No.155, Environment Australia. 70p.

Rinne JN. 1999. Fish and grazing relationships. Fisheries habitat 24: 12-21.

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.

Robins C.W., Meyer W.S., Prathapar S.A. and White R.J.G. 1991. Understanding salt and sodium in soils, irrigation water and shallow groundwaters. CSIRO Australia, Water Resources Series No.4: 32p.

Rounds SA. 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/.

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 Bribiezca 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.

Sanders L.L. 1998. A manual of field hydrogeology. Ed. Prentice – Hall, USA. 381p.

SAPIENTIA OIL SRL. 2018. En: https://es-la.facebook.com/Sapientia-Oil-SRL-156121475172404/

Schuettpelz 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. and 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.

Singh A.L. 2013. Nitrate and phosphate contamination in water and possible remedial measures. Environmental Problems and Plant, Dwivedi N. (Ed.), Chap.4: 44-56.

Singleton H. 2001. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments. Overview Report, Ministry of Environment, British Columbia, Canada. 11p.

Solanez M. and Villarreal F.G. 1999. The Dublin principles for water as reflected in a comparative assessment of institutional and legal arrangements for integrated water resources management. In: Background Papers No.3, Global Water Partnership, TAC. Sweden. 48p.

Spalletti L.A., Matheos S.D., Sánchez E. y Oyarzábal F. 2005. Análisis diagenético de la Formación Springhill (Santa Cruz, Argentina). VI Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos. Mar del Plata, Buenos Aires 15-17 Noviembre. Actas.

SPSE. 2000. Análisis de aguas superficiales. Laboratorio de Aguas de SPSE. Inédito.

SSRH. 2018. Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI). Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación – COHIFE. En: http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/. Accesada por última vez 2018-09-15.

SSRH. 2019. Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI). Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación – COHIFE. En: http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/. Accesada por última vez 15-08-2019.

SSRH-INA. 2002. Atlas Digital de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina. CD-Rom 1:500.000. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación – Instituto Nacional del Agua. Buenos Aires.

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

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

SUBDERE–CEPAL. 2013. Guía análisis y zonificación de cuencas hidrográficas para el ordenamiento territorial. Pub. Técn. Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (Chile) y División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos (CEPAL). 142p.

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.

Svejcar T. 1997. Riparian zones: What are they and how do they work?. Rangelands 19: 4-7.

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

The British Columbia Ground Water Association. 2007. Total, fecal and *E. Coli* bacteria in groundwater. Water Stewardship Information Series (February): 2p.

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

USDA. 1969. 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. 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. En: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap3_1.pdf. SW-846 Rev.5.

USGS. 2005. Bottom material samples. Chap.A8 (v1.1), National Field Manual for the Collection of Water Quality Data. Book 9, Handbooks for Water Resources Investigations. Virginia, USA. 60p.

USGS. 2006. National field manual for the collection of water – quality data. Chap.A4: Collection of water samples (v2.0). Techniques of water Resources Investigations Book 9, Virginia, USA. 231p.

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

UTN. 2011. Informe de Impacto Ambiental Yacimientos Carboniferos Rio Turbio.

UTN. 2015. Línea de Base Ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio (CTRT). Cap.5, Addenda EIA de Operación de la CTRT. 278p.

Valle-Levinson A. 2010. Definition and classification of estuaries. Chap.1: 1-11. In: Contemporary issues in estuarine physics. Valle-Levinson (Ed.), Cambridge University Press. 327p.

Van der Aa N.G.F.M. 2003. Classification of mineral water types and comparison with drinking water standards. Environmental Geology 44: 554-563p.

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

Whittaker M. 1962. Classification of natural communities. Botanical Review, 28: 1-239.

WHO. 1993. Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods. Organization for Economic Co-opertation And Development (OECD). 291p.

WHO. 1993. Sodium in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking water-quality. WHO/SDE/WSH/03.04/15. 11p.

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.

WHO. 2017. Nitrate and nitrite. Guidelines for drinking water quality. World Health Organization. Chap.12, Chemical Fact Sheets: p.398-403.

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.

WQPN. 2006. Vegetation buffers to sensitive water resources. Dept. of Water, Gov. Western Australia. 16p.

Wurts WA. 1993. Understanding water hardness. World Aquaculture, 24: 18p.

Zilli N., Pedrazzini M. y Peroni G. 2002. La Cuenca Austral. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. El Calafate. III-3: 607-662.

ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALOR TÍPICO [b]	RANGO REF. [c]	EPA Standard 1994 – 2017 [o]	FAO 1985 [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	150,0	5,0 – 250,0	> 20,0	-	16,7 – 214,3	9,9 – 1.050,3
Aluminio	mg/l	-	-	-	-	< 0,001 – 0,226	< 0,001 – 0,398 (7,0) [e]
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	0,01 – 10,0	< 0,01 – 45,0	-	≤ 5,0	< 0,05 – 0,50	< 0,05 – 1,60 (5,00) [e]
Arsénico (As)	µg/l	2,0	< 0,1 – 1.100,0	≤ 10,0	-	< 2,0	
Bario (Ba)	µg/l	60,0	18,0 – 152,0	≤ 2.000,0	-	< 0,1	
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	58,4	0 – 4.467	-	≤ 0,16 [q]	99,9 – 259,2	10,0 – 1.134,0
Cadmio (Cd)	µg/l	~ 0,0 – 5,0	0,09 – 130,0	≤ 5,0	-	< 5,0	
Calcio (Ca)	mg/l	13,0 – 15,0	~ 0,0 – 954,0	-	≤ 400,0	21,3 – 62,1	6,0 – 40,0
Carbonato (CO_3)	mg/l	~ 0,0	~ 0,0	-	≤ 0,03 [q]	< 1,0	< 1,0 – 126,0
Cinc (Zn)	µg/l	30,0	~ 0,0 – 5.000,0	≤ 86,0	-	< 100,0	
Cloruro (Cl)	mg/l	8,0	~ 0 – 158.000	≤ 250,0	≤ 1.065,1	34,8 – 171,0	15,0 – 2.959,0
Cobre (Cu)	µg/l	10,0	0,05 – >100,0	≤ 3,7	-	< 100,0	
Coliformes Totales	NMP/100 ml	-	-	-	-	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	-	-	-	-	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	70,0	40 – 1.500	-	≤ 3.000,0	261,5 – 790,5	120,0 – 10.795,0
Cromo (Cr)	µg/l	1,0	< 0,01 – 84,0	≤ 11,0 (≤ 50,0)	-	<50,0	
DBO_5 [i]	mg/l	2,0 – 15,0	< 2,0 – 65,0	-	-	7,2 – 15,8	1,2 – 15,3
Dureza	mg $CaCO_3$/l	47,0 – 54,0	1,0 – 1.000,0	-	-	14,9 – 230,0	29,1 – 429,8
DQO [j]	mg/l	-	< 2,0 – 100,0	-	-	< 16 – 32	< 16 – 192
Flúor (F)	mg/l	-	-	-	-	< 0,01 – 0,68	< 0,01 – 2,23
Fósforo Total (P)	mg/l	0,02 – 6,0	0,01 – 30,0	-	-	< 0,01 – 0,18	< 0,01 – 0,14 (16,32) [e]
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,01 – 14,0	-	≤ 2,0	< 0,01 – 0,33	< 0,01 – 4,19 (50,0) [e]
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	-	-	-	-	<0,5	
Magnesio (Mg)	mg/l	4,0	0,0 – 379,0	-	≤ 60,75	8,1 – 31,6	1,0 – 92,4
Mercurio (Hg)	µg/l	1,0	< 0,1 – 5,0	≤ 0,012	-	< 1,0	

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALOR TÍPICO [b]	RANGO REF. [c]	EPA Standard 1994 – 2017 [o]	FAO 1985 [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Níquel (Ni)	µg/l	2,2	0,001 – 530,0	≤ 8,3	-	< 5,0	
Nitrato (NO_3)	mg/l	0,23	0,01 – 250,0	-	≤ 10,0	< 0,1 – 2,5	< 0,1 – 2,0
Nitrito (NO_2)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,002 – 10,0	≤ 1,0	-	< 0,001 – 0,527	< 0,001 – 0,020
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	0,1 – 10,0	0,004 – >100,0	-	-	< 0,149 – 2,550	< 0,149 – 5,301
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	3,0 – 9,0	0,0 – 19,0	-	-	10,6 – 17,7	4,5 – 18,1
pH	adimensional	4,5 – 8,5	1,0 – 9,0	6,5 – 8,5	6,0 – 8,5	7,8 – 8,7	7,5 – 9,2
Plata (Ag)	µg/l	0,30	0,03 – 2,0	≤ 0,07	-	< 10,0	
Plomo (Pb)	µg/l	1,0	< 0,01 – 55,0	≤ 8,5	-	< 50,0	
Potasio (K)	mg/l	1,3 – 2,3	0,02 – 189,0	-	≤ 2,0	2,6 – 8,0	1,0 – 500,0
RAS	adimensional	-	-	-	≤ 15,0	0,91 – 2,61	0,52 – 98,62
Selenio (Se)	µg/l	0,20	0,11 – 2.680,0	≤ 5,0	-	< 4,0	
Sodio (Na)	mg/l	5,1 – 6,3	0,7 – 1.220,0	-	≤ 920,0	21,3 – 90,0	10,0 – 2.100,0
SST [k]	mg/l	10,0 – 100,0	0,3 – 50.000	-	-	< 1,0 – 28,0	< 1,0 – 13,0 (4.650) [e]
STD [l]	mg/l	73,0 – 89,0	5,0 – 317,0	≤ 500,0	≤ 2.000,0	148,7 – 527,0	58,0 – 5.220,0
Sulfato (SO_4)	mg/l	8,3 – 11,2	0,13 – 3.930,0	≤ 250,0	≤ 960,0	11,9 – 127,2	1,0 – 412,0

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH13 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [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 extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [e] Un solo caso excepcional; [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; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia posible en un valor igual al umbral; [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 $CO_3^{=}$= 0,03332 y HCO_3^{-}= 0,0164.

ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	ANMAT CAP.XII [d]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	16,7 – 214,3	9,9 – 1.050,3	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,226	< 0,001 – 0,398	0,20	▲ Casi todas las muestras entran en el rango; ▼ Dos lagunas y un curso en invierno superan el rango
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,05 – 0,50	< 0,05 – 1,60 (5,00) [f]	0,20	▲ La mayoría de muestras de ríos entran en el rango ▼ Una laguna en invierno supera el rango y algunos cursos
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Bario (Ba)	µg/l	< 100,0		-	Sin referencia en norma
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	99,9 – 259,2	10,0 – 1.134,0		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		5,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	21,3 – 62,1	6,0 – 40,0	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 1,0	< 1,0 – 126,0		
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		5.000	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l	34,8 – 171,0	15,0 – 2.959,0	350	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Varias las lagunas superan el rango
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.000	▲ Todas las muestras entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240	≤ 3	▼ Salvo pocas excepciones, todas las muestras superan el umbral mínimo en invierno y en verano
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	261,5 – 790,5	120,0 – 10.795,0	-	Sin referencias en norma
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO_5 [i]	mg/l	7,2 – 15,8	1,2 – 15,3	-	Sin referencias en norma
Dureza	mg $CaCO_3$/l	14,9 – 230,0	29,1 – 429,8	400,0	▲ Todas las muestras de ríos en el rango ▼ Varias lagunas no entran
DQO [j]	mg/l	< 16 – 32	< 16 – 192	-	Sin referencias en norma
Flúor (F)	mg/l	< 0,01 – 0,68	< 0,01 – 2,23	0,8 – 1,7 [s]	▲ Solo dos lagunas entran en rango; ▼ Todos los cursos y mayoría de lagunas son deficitarias

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	ANMAT CAP.XII [d]	Comentario
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,18	< 0,01 – 0,14 (16,32) [f]	-	Sin referencias en norma
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 0,33	< 0,01 – 4,19 (50,0) [f]		
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5			
Magnesio (Mg)	mg/l	8,1 – 31,6	1,0 – 92,4		
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0		1,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0		20,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,1 – 2,5	< 0,1 – 2,0	45,0	
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,001 – 0,527	< 0,001 – 0,020	0,10	▼ Varias muestras de ríos en invierno no entran en rango
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	< 0,149 – 2,550	< 0,149 – 5,301	-	Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	10,6 – 17,7	4,5 – 18,1		
pH	adimensional	7,8 – 8,7	7,5 – 9,2	6,5 – 8,5	▼ Las muestras de lagunas no entran en rango ▲ Casi todas las muestras de río entran en el rango
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0	
Potasio (K)	mg/l	2,6 – 8,0	1,0 – 500,0	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,91 – 2,61	0,52 – 98,62		
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Sodio (Na)	mg/l	21,3 – 90,0	10,0 – 2.100,0	-	Sin referencias en norma
SST [k]	mg/l	< 1,0 – 28,0	< 1,0 – 13,0 (4.650) [f]		
STD [l]	mg/l	148,7 – 527,0	58,0 – 5.220,0	1.500	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Diversas muestras de lagunas fuera de rango
Sulfato (SO_4)	mg/l	11,9 – 127,2	1,0 – 412,0	400	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Algunas muestras de lagunas fuera de rango

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [c] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas, en cuerpos de agua (lagunas); [d] Código Alimentario Argentino, Capítulo XII *Bebidas hídricas, agua y agua gasificada* (ANMAT, 2017), Art 982: "Con las denominaciones de Agua potable de suministro público y Agua potable de uso domiciliario, se entiende la que es apta para la alimentación y uso doméstico: no deberá contener substancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud.

Deberá presentar sabor agradable y ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente. El agua potable de uso domiciliario es el agua proveniente de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios.”; [e] 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; [f] Un solo valor excepcional; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia posible en un valor igual al umbral; [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 III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	DISPO 004/96 [d]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	16,7 – 214,3	9,9 – 1.050,3	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,226	< 0,001 – 0,398 (7,0) [f]		
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,05 – 0,50	< 0,05 – 1,60 (5,00) [f]	0,50	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Unas pocas lagunas superan el rango
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Bario (Ba)	µg/l	< 100,0		-	Sin referencia en norma
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	99,9 – 259,2	10,0 – 1.134,0		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	21,3 – 62,1	6,0 – 40,0	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 1,0	< 1,0 – 126,0		
Cinc (Zn)	µg/l	34,8 – 171,0	< 100,0	1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l		15,0 – 2.959,0	-	Sin referencia en norma
Cobre (Cu)	µg/l		< 100,0	1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240	-	Sin referencia en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	261,5 – 790,5	120,0 – 10.795,0		
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO_5 [i]	mg/l	7,2 – 15,8	1,2 – 15,3	10,0	▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango
Dureza	mg $CaCO_3$/l	14,9 – 230,0	29,1 – 429,8	-	Sin referencias en norma
DQO [j]	mg/l	< 16 – 32	< 16 – 192	6,0	▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango. El umbral de detección supera el limite de norma
Flúor (F)	mg/l	< 0,01 – 0,68	< 0,01 – 2,23	-	Sin referencia en norma
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,18	< 0,01 – 0,14 (16,32) [f]		
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 0,33	< 0,01 – 4,19 (50,0) [f]		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	DISPO 004/96 [d]	Comentario
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5		-	Sin referencia en norma
Magnesio (Mg)	mg/l	8,1 – 31,6	1,0 – 92,4		
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0			
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0			
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,1 – 2,5	< 0,1 – 2,0	45,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,001 – 0,527	< 0,001 – 0,020	-	Sin referencias en norma
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	< 0,149 – 2,550	< 0,149 – 5,301		
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	10,6 – 17,7	4,5 – 18,1		
pH	adimensional	7,8 – 8,7	7,5 – 9,2		
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0			
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Potasio (K)	mg/l	2,6 – 8,0	1,0 – 500,0	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,91 – 2,61	0,52 – 98,62		
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0			
Sodio (Na)	mg/l	21,3 – 90,0	10,0 – 2.100,0		
SST [k]	mg/l	< 1,0 – 28,0	< 1,0 – 13,0 (4.650) [f]		
STD [l]	mg/l	148,7 – 527,0	58,0 – 5.220,0	1.500	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Ninguna laguna analizada cumple con el rango
Sulfato (SO_4)	mg/l	11,9 – 127,2	1,0 – 412,0	-	Sin referencias en norma

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [c] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas, en cuerpos de agua (lagunas); [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); [e] 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; [f] Un solo valor excepción; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia posible en un valor igual al umbral; ▲ 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.

ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [h]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	16,7 – 214,3	9,9 – 1.050,3	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,226	< 0,001 – 0,398 (7,0) [f]	0,2 / 0,005	5,0 / 5,0	▲ Todas las muestras en el rango T5+T6 ▼ Algunas muestras superan umbral de T1 y la gran mayoría superan T2
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,05 – 0,50	< 0,05 – 1,60 (5,00) [f]	0,05 / 1,37	- / -	▲ Todas las muestras de ríos y la mayoría de lagunas en el rango T1+T2
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0		50,0 / 50,0	100 / 500	▲ Todas las muestras en el rango
Bario (Ba)	µg/l	< 100,0		1.000 / -	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	99,9 – 259,2	10,0 – 1.134,0	- / -		Sin referencias en norma
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		5,0 / 0,2	10 / 20	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral detección por encima de T2
Calcio (Ca)	mg/l	21,3 – 62,1	6,0 – 40,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 1,0	< 1,0 – 126,0			
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		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	34,8 – 171,0	15,0 – 2.959,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0	< 100,0	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	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 2,2 – 38	<2,2 – > 240			
Conductividad	µS/cm a 25°C	261,5 – 790,5	120,0 – 10.795,0			
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0 / 2,0	100 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
DBO_5 [i]	mg/l	7,2 – 15,8	1,2 – 15,3	- / -	- / -	Sin referencias en norma

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [h]	Comentario
Dureza	mg $CaCO_3$/l	14,9 – 230,0	29,1 – 429,8	- / -	- / -	Sin referencias en norma
DQO [j]	mg/l	< 16 – 32	< 16 – 192			
Flúor (F)	mg/l	< 0,01 – 0,68	< 0,01 – 2,23		1,0 / 1,0	▲ Todas las muestras con excepción de una laguna dentro del rango T5+T6
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,18	< 0,01 – 0,14 (16,32) [f]		- / -	Sin referencias en norma
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 0,33	< 0,01 – 4,19 (50,0) [f]			
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5		- / -	- / 0,3 [o]	▼ Umbral detección por encima de T6
Magnesio (Mg)	mg/l	8,1 – 31,6	1,0 – 92,4		- / -	Sin referencias en norma
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0	< 1,0	1,0 / 0,1	- / 3,0	▲ Todas las muestras en el rango T1+T6 ▼ Umbral detección por encima de T2
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0	< 5,0	25,0 / 25,0	200 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,1 – 2,5	< 0,1 – 2,0	10,0 / -	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1+T2 ▼ Unas pocas muestras de río exceden T2
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,001 – 0,527	< 0,001 – 0,020	1,0 / 0,06		
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	< 0,149 – 2,550	< 0,149 – 5,301	- / -		Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	10,6 – 17,7	4,5 – 18,1			
pH	adimensional	7,8 – 8,7	7,5 – 9,2			
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0		50,0 / 0,1	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0 / 1,0	200 / 100	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Potasio (K)	mg/l	2,6 – 8,0	1,0 – 500,0	- / -		Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,91 – 2,61	0,52 – 98,62			
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0		10,0 / 1,0	20 / 50	▲ Todas las muestras en el rango T1 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Sodio (Na)	mg/l	21,3 – 90,0	10,0 – 2.100,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [h]	Comentario
SST [k]	mg/l	< 1,0 – 28,0	< 1,0 – 13,0 (4.650) [f]			
STD [l]	mg/l	148,7 – 527,0	58,0 – 5.220,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Sulfato (SO_4)	mg/l	11,9 – 127,2	1,0 – 412,0			

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [c] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas, en cuerpos de agua (lagunas); [d] Umbrales máximos definidos en la Ley Nacional de Residuos Peligrosos No.24.051/1992, Decreto No.831/93: T1 Niveles guía de calidad de agua para fuentes de bebida humana con tratamiento convencional (izq.) / y T2 para protección de la vida acuática en agua dulce superficial (der.); [e] T5 Niveles guía de calidad de agua para irrigación (izq.) / y T6 para bebida de ganado (der.); [h] 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; [f] Dato excepcional único; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia posible en un valor igual al umbral; ▲ 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; [o] El umbral máximo corresponde a los Niveles guía de calidad de agua para recreación (T7) de la Ley No.24.051/1992.

ANEXO V: Parámetros fisicoquímicos de referencia internacional para sedimentos

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	CCME [b]	ANZECC [c]	VALORES EN RIOS [d, f]	VALORES EN LAGUNAS [e, f]
Arsénico (As)	mg/kg	5,9 / 17,0	20,0 / 70,0	0,6 – 4,6	0,7 – 2,4
Bario (Ba)	mg/kg	Sin referencia en normas		50,2 – 428,7	87,6 – 367,1
Bicarbonato (HCO_3)	mg/kg			30,5 – 365,9	60,9 – 2.439,2
Cadmio (Cd)	mg/kg	0,6 / 3,5	1,5 / 10,0	< 1,0	
Calcio (Ca)	mg/kg	Sin referencia en normas		40,1 – 682,3	40,1 – 160,3
Carbonato (CO_3)	mg/kg			< 1,0	< 1,0 (899,7) [g]
Cinc (Zn)	mg/kg	123,0 / 315,0	200,0 / 410,0	32,4 – 95,4	8,7 – 64,9
Cloruro (Cl)	mg/kg	Sin referencia en normas		50,8 – 287,1	143,6 – 3.110,7
Cobre (Cu)	mg/kg	35,7 / 197,0	65,0 / 270,0	4,6 – 25,4	2,7 – 19,5
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	Sin referencia en normas		80,2 – 722,0	90,0 – 2.455,0
Cromo (Cr)	mg/kg	37,3 / 90,0	80,0 / 370,0	< 10,0 – 16,6	< 10,0 – 18,2
Hidrocarburos (TPH)	mg/kg	Sin referencia en normas		< 20,0	
Magnesio (Mg)	mg/kg			24,3 – 121,5	24,3 – 194,5
Mercurio (Hg)	mg/kg	0,17 / 0,49	0,15 / 1,0	< 0,2	
Níquel (Ni)	mg/kg	Sin referencia	21,0 / 52,0	11,3 – 20,7	11,3 – 22,1
pH	adimensional	Sin referencia en normas		6,5 – 8,4	6,3 – 10,3
Plata (Ag)	mg/kg	Sin referencia	1,0 / 3,7	< 2,0	
Plomo (Pb)	mg/kg	35,0 / 91,3	50,0 / 220,0	< 10,0 – 20,7	<10,0 – 22,1
Potasio (K)	mg/kg	Sin referencia en normas		2,0 – 39,0	4,0 – 140,0
Selenio (Se)	mg/kg			< 0,8 (0,94) [g]	
Sodio (Na)	mg/kg			6,0 – 55,0	5,0 – 1.000
Sulfato (SO_4)	mg/kg			15,1 – 584,2	36,3 – 1.203,0

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante las campañas de invierno y verano de 2019; [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 minimo 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 extremos máximos y mínimos sobre el total de muestras analizadas cuando los valores se encontraron por encima del umbral mínimo de detección, en cursos de agua superficial; [e] Valores extremos máximos y mínimos sobre el total de muestras analizadas cuando los valores se encontraron por encima del umbral mínimo de detección, en lagunas; [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; [g] Un valor único extremo aislado.

ANEXO VI. Resultados de laboratorio de muestras de agua del invierno de 2019

		TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
PARAMETRO		TEMP	pH	Salinidad	CE	O_2D	ORP	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	$CO_3^{=}$	HCO_3^{-}	Cl^{-}	$SO_4^{=}$
UNIDADES		°C	-	%	µS/cm	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
AYLF	RIO	5,3	8,4	0,05	968,0	9,9	219,0	36	29	80	8	< 1	190	171	26
CLK1xx	RIO	4,7	8,1	0,04	638,0	10,7	231,0	40	15	48	7	< 1	190	88,0	12
CLK2x	RIO	6,3	8,3	0,03	628,0	8,3	221,0	32	15	50	7	< 1	216	84,0	5
CREK	RIO	2,9	7,9	0,00	89,8	12,1	227,0	12	1	9	3	< 1	30	21	1
DQSJx	LAG	5,5	8,2	0,01	176,6	10,0	164,0	32	8	13	2	< 1	101	31	15
ESPZ	RIO	3,2	8,0	0,00	82,5	12,0	240,0	21	4	8	1	< 1	70	13	2
GCBA	RIO	6,8	8,7	0,02	420,0	10,1	217,0	32	13	30	5	< 1	198	40,0	12
GLBT	RIO	3,7	7,5	0,01	146,0	9,0	235,0	14	4	14	2	< 1	70	17,0	8
GLMA	RIO	8,9	8,7	0,01	119,0	11,4	224,0	10	5	12	2	< 1	67	19,0	3
GLMB	RIO	0,9	8,4	0,01	135,1	16,1	196,0	10	5	11	2	< 1	75	14	3
GLPB	RIO	6,5	8,4	0,00	64,6	9,2	231,0	8	1	7	2	< 1	40	11	1
GLPK	RIO	8,1	8,4	0,01	136,8	9,3	240,0	12	6	12	2	< 1	70	19,0	6
GLPN	RIO	8,7	8,4	0,00	63,4	11,1	242,0	7	3	6	1	< 1	20	28,0	2
GLSS	RIO	5,6	8,2	0,01	142,0	12,2	221,0	10	3	6	1	< 1	40	14,0	1
GLSU	RIO	7,3	8,1	0,00	92,3	12,3	265,0	8	4	8	2	< 1	43	15	2
KAG51	LAG	3,2	8,7	0,03	481,0	9,9	197,0	32	15	40	3	< 1	236	52	3
LANN	RIO	7,1	8,5	0,02	313,0	12,1	237,0	26	12	29	3	< 1	198	31	6
LBVB	LAG	6,7	9,1	0,38	7.190,0	8,1	224,0	6	17	1500	500	72	1134	1954	15
LCAR	LAG	4,8	9,0	0,30	5.520,0	9,5	206,0	6	7	1500	20	< 1	707	1584,0	295
LCON	LAG	7,0	8,5	0,02	311,0	11,0	231,0	24	8	21	3	< 1	120	44	4
LMED2	LAG	8,1	9,1	0,52	9.610,0	12,0	186,0	14	55	2100	110	< 1	518	2959	112
LNPN	LAG	8,8	8,7	0,05	934,0	9,8	245,0	40	41	135	35	< 1	421	128	118
LPTK	LAG	5,2	9,1	0,19	3.570,0	12,1	207,0	40	25	800	80	12	765	766,0	55
LSTA	LAG	7,8	8,8	0,06	1.134,0	11,6	222,0	26	45	210	11	< 1	429	255	48
LTUR	RIO	9,5	8,3	0,01	257,0	10,3	260,0	22	11	18	3	< 1	128	33	6
PEBAo	RIO	6,6	8,2	0,00	70,4	11,9	237,0	8	2	7	2	< 1	40	14	2
POT14	LAG	4,3	8,0	0,00	62,2	14,2	221,0	10	1	10	1	< 1	10	42	1

		TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
PARAMETRO		**TEMP**	**pH**	**Salinidad**	**CE**	**O_2D**	**ORP**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na^{+}**	**K^{+}**	**$CO_3^{=}$**	**HCO_3^{-}**	**Cl^{-}**	**$SO_4^{=}$**
UNIDADES		**°C**	**-**	**%**	**µS/cm**	**mg/l**	**mV**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**
POT15	LAG	7,2	8,5	0,02	343,0	11,5	234,0	15	4	90	14	< 1	140	95	4
POT16	LAG	9,9	8,9	0,09	1.507,0	10,1	195,0	12	85	300	15	< 1	754	316	5
POT18	LAG	7,1	8,7	0,07	1.211,0	18,1	189,0	26	32	190	10	< 1	412	230	2
POT19	LAG	6,5	7,91	0,00	87,6	11,2	214	8	4	12	2	< 1	50	15	3
POT20	LAG	7,1	8,32	0,02	425,0	10,5	211	10	6	70	10	< 1	159	84	1
PRBA	RIO	2,7	8,2	0,00	109,7	13,8	131,0	18	3	13	2	< 1	70	14,0	5
ROBL	RIO	6,8	8,2	0,02	430,0	12,4	224,0	24	12	34	3	< 1	140	67,0	8
RUBA	RIO	7,9	8,4	0,00	54,3	11,3	226,0	10	4	6	2	< 1	35	13,0	4
SJCAx	RIO	6,9	7,9	0,02	453,0	12,2	217,0	38	4	42	5	< 1	165	40	36
STAG	RIO	4,5	8,2	0,00	66,6	11,1	214,0	8	2	4	1	< 1	33	7	3
TU40	RIO	4,8	8,0	0,01	192,2	10,2	234,0	28	5	20	3	< 1	91	20,0	15
TURK	RIO	6,5	8,1	0,01	178,3	11,1	237,0	8	8	18	2	< 1	65	19,0	30
TURN	RIO	8,5	8,3	0,01	262,0	10,6	229,0	29	8	16	2	< 1	110	16,0	15
TURV	RIO	5,0	8,1	0,01	166,4	12,0	221,0	18	4	13	2	< 1	75	29	3
ZUBA	RIO	8,8	8,28	0,02	368,0	11,2	265,0	32	5	34	5	< 1	126	53	5
ZUBAx	RIO	7,5	8,07	0,02	363,0	16,1	212,0	36	29	25	5	< 1	210	36,0	15

			METALES PESADOS											
PARAMETRO		**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES		**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
AYLF	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,052
CLK1xx	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,004
CLK2x	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,054
CREK	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,121
DQSJx	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
ESPZ	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,068
GCBA	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
GLBT	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,021

			METALES PESADOS											
PARAMETRO		**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES		**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
GLMA	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
GLMB	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,02
GLPB	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,038
GLPK	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,028
GLPN	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,069
GLSS	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,066
GLSU	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,121
KAG51	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	7
LANN	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,226
LBVB	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,019
LCAR	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	7
LCON	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,027
LMED2	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,18
LNPN	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,016
LPTK	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LSTA	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,041
LTUR	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,049
PEBAo	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,043
POT14	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	.269
POT15	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,073
POT16	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,026
POT18	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,027
POT19	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,05
POT20	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,398
PRBA	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,035
ROBL	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
RUBA	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,027

			METALES PESADOS											
PARAMETRO		**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES		**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
SJCAx	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,191
STAG	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,018
TU40	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,036
TURK	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,03
TURN	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
TURV	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,031
ZUBA	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,036
ZUBAx	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,021

PARAMETRO		**DBO5 20°C**	**DQO**	**Alc.Tot CaCO3**	**Dureza (CaCO3)**	**F**	**PO_4^{3-}**	**NH_3^+**	**$NO_2^=$**	**NO_3^-**	**P Total**	**SST**
UNIDADES		**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**
AYLF	RIO	2,7	<16	190	299	<0,01	0,06	<0,05	<0,001	<0,1	0,02	<1
CLK1xx	RIO	11,1	16	190	172	0,21	0,05	0,05	<0,001	0,2	0,016	<1
CLK2x	RIO	14,7	16	178	172	0,68	0,057	0,05	<0,001	0,1	0,183	<1
CREK	RIO	9	<16	58	51	0,22	0,069	0,05	<0,001	<0,1	0,022	<1
DQSJx	LAG	10,5	<16	85	83	0,48	0,04	<0,05	<0,001	<0,1	0,013	<1
ESPZ	RIO	12	<16	60	40	<0,01	0,058	<0,05	<0,001	<0,1	0,019	<1
GCBA	RIO	8,4	<16	163	169	0,01	0,038	<0,05	<0,001	<0,1	0,012	3
GLBT	RIO	7,8	16	58	86	0,07	0,088	0,1	<0,001	0,2	0,029	<1
GLMA	RIO	0,6	<16	55	77	0,14	0,075	0,1	<0,001	<0,1	0,025	<1
GLMB	RIO	6,6	16	68	62	<0,01	0,081	<0,05	<0,001	<0,1	0,027	<1
GLPB	RIO	9	<16	32,5	40	<0,01	0,2	<0,05	<0,001	<0,1	0,064	<1
GLPK	RIO	4,2	<16	58	106	0,22	0,077	0,1	<0,001	0,2	0,025	<1
GLPN	RIO	9	<16	17	39	<0,01	0,131	0,05	<0,001	<0,1	0,042	<1
GLSS	RIO	9	16	32	55	<0,01	0,063	<0,05	<0,001	<0,1	0,02	<1

PARAMETRO		DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3)	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
GLSU	RIO	9	<16	60	59	<0,01	0,075	<0,05	<0,001	<0,1	0,024	<1
KAG51	LAG	2,4	<16	210	183	<0,01	50	5	<0,001	0,3	16,32	272
LANN	RIO	9	<16	250	128	0,12	<0,01	<0,05	<0,001	2,5	<0,01	<1
LBVB	LAG	9,9	<16	1050	92	1,09	0,281	<0,05	<0,001	0,6	0,092	6
LCAR	LAG	<0,3	<16	580	77	1,1	0,694	0,1	<0,001	<0,1	0,226	8
LCON	LAG	9	<16	150	104,6	0,19	0,181	<0,05	<0,001	<0,1	0,058	<1
LMED2	LAG	9	<16	425	316	0,55	0,131	<0,05	<0,001	0,2	0,042	<1
LNPN	LAG	9	<16	370	363	0,85	0,081	0,05	<0,001	<0,1	0,026	<1
LPTK	LAG	1,2	<16	648	407	0,8	0,088	<0,05	<0,001	<0,1	0,029	<1
LSTA	LAG	11,4	16	483	277	0,6	0,02	<0,05	<0,001	<0,1	<0,01	<1
LTUR	RIO	15	16	105	94	0,33	0,034	<0,05	<0,001	<0,1	0,011	<1
PEBAo	RIO	9	<16	38	35	<0,01	0,05	<0,05	<0,001	<0,1	0,016	<1
POT14	LAG	11,7	<16	20	33	<0,01	1.131	0,05	<0,001	<0,1	0,369	28
POT15	LAG	12	<16	117	117	0,14	0,375	<0,05	<0,001	<0,1	0,119	3
POT16	LAG	6	64	700	453	0,57	0,719	<0,05	<0,001	2	0,235	10
POT18	LAG	6,9	<16	420	229	0,79	0,4	<0,05	<0,001	0,2	0,131	<1
POT19	LAG	12	<16	75	33	<0,01	0,175	<0,05	<0,001	<0,1	0,056	<1
POT20	LAG	5,4	<16	130	55	0,23	4,187	0,3	<0,001	0,1	1,366	35
PRBA	RIO	12	<16	57	51	0,43	0,06	<0,05	<0,001	<0,1	0,137	<1
ROBL	RIO	<0,3	<16	115	136	<0,01	0,05	<0,05	<0,001	0,4	0,016	<1
RUBA	RIO	10,5	<16	25	83	<0,01	0,043	0,05	<0,001	<0,1	0,014	<1
SJCAx	RIO	9	<16	160	134,0	<0,01	<0,01	<0,05	<0,001	2,5	<0,01	<1
STAG	RIO	9,3	<16	35	51,0	<0,01	0,15	<0,05	<0,001	<0,1	0,049	<1
TU40	RIO	9	<16	75	46	<0,01	<0,01	<0,05	<0,001	<0,1	<0,01	<1

PARAMETRO		DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
TURK	RIO	12	<16	55	75	0,13	0,063	0,05	<0,001	0,3	0,02	<1
TURN	RIO	9	<16	95	83	0,1	0,051	<0,05	<0,001	<0,1	0,016	<1
TURV	RIO	12	<16	92,5	61	<0,01	0,1	<0,05	<0,001	<0,1	0,032	<1
ZUBA	RIO	12	16	300	160	0,28	0,058	<0,05	<0,001	<0,1	0,019	<1
ZUBAx	RIO	6,6	16	173	180	<0,01	0,077	<0,05	<0,001	0,2	0,025	<1

ANEXO VII: Resultados de laboratorio de muestras de agua del verano de 2019

	TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
PARAMETRO	TEMP	pH	Salinidad	CE	O_2D	ORP	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	$CO_3^=$	HCO_3^-	Cl^-	$SO_4^=$
UNIDADES	°C	-	%	µS/cm	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
AYLF	9,1	8,4	0,04	778,0	9,0	250,0	44,1	28,0	90	7	< 1	195,1	162,7	29,7
CLK1xx	7,0	8,1	0,02	425,0	9,6	380,0	44,1	3,6	50	4	< 1	143,3	98,7	6,9
CLK2x	10,4	8,5	0,04	679,0	8,0	375,0	40,1	31,6	75	6	< 1	259,2	157,9	1,2
DQSJX	7,8	7,5	0,01	238,0	7,8	395,0	30,1	6,1	12	1	< 1	103,7	28,7	18,9
GCBA	10,5	8,0	0,02	456,0	8,8	584,0	42,1	14,6	28	3	< 1	179,9	79,0	12,1
GLBT	12,5	7,2	0,01	165,0	10,3	636,0	11,5	4,9	14	2	< 1	70,1	14,2	4,7
GLMA	11,8	7,8	0,01	158,0	10,7	661,0	14,0	1,2	11	2	< 1	64,0	14,7	2,4
GLMB	6,8	6,7	0,00	92,0	9,8	356,0	6,0	6,1	5	1	< 1	27,4	9,6	10,5
GLPB	8,1	6,4	0,00	62,0	7,0	406,0	4,0	1,2	4	1	< 1	24,4	7,2	< 1
GLPK	13,0	7,0	0,01	165,0	10,1	621,0	12,0	3,2	14	2	< 1	67,1	16,0	4,4
GLPN	7,1	6,5	0,00	82,0	7,3	421,0	6,0	2,4	4	1	< 1	18,3	12,0	1,3
GLSS	9,2	6,4	0,00	90,0	10,3	398,0	8,0	2,4	4	1	< 1	35,7	11,6	< 1
GLSU	10,3	6,6	0,00	95,0	10,1	347,0	12,0	2,4	5	1	< 1	36,6	12,0	< 1
KAG51	11,7	8,2	0,06	870,0	6,8	309,0	sd	sd	sd	sd	< 1	sd	sd	sd
LANN	10,2	8,2	0,02	336,0	7,7	395,0	38,1	9,7	22	3	< 1	173,8	28,7	5,6
LCAR	11,2	9,2	0,44	9.725,0	4,5	419,0	14,0	8,5	1.700	28	126,0	689,1	2.100,0	353,6

	TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
PARAMETRO	**TEMP**	**pH**	**Salinidad**	**CE**	**O_2D**	**ORP**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na^{+}**	**K^{+}**	**$CO_3^{=}$**	**HCO_3^{-}**	**Cl^{-}**	**$SO_4^{=}$**
UNIDADES	**°C**	**-**	**%**	**µS/cm**	**mg/l**	**mV**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**
LCON	9,6	8,1	0,02	337,0	8,3	380,0	36,1	12,2	20	2	< 1	167,7	38,3	< 1
LMED2	9,1	8,9	0,29	5.000,0	8,0	104,0	16,0	34,0	1.000	80	< 1	381,1	1.191,1	86,9
LNPN	9,2	8,6	0,07	1.358,0	7,4	356,0	32,1	49,8	160	55	< 1	332,3	258,4	182,3
LPTK	14,3	8,6	0,16	3.845,0	5,5	449,0	20,0	92,4	800	50	24,0	667,7	1.192,9	129,9
LSTA	8,2	8,7	0,06	1.687,0	9,1	314,0	24,1	64,4	220	10	< 1	342,1	185,5	412,0
LTUR	10,8	7,1	0,01	229,0	10,4	396,0	24,1	7,3	15	1	< 1	97,6	28,7	14,8
PEBA	8,4	6,6	0,00	72,0	11,2	431,0	6,0	2,4	3	1	< 1	21,3	12,0	< 1
PRBA	7,6	6,9	0,01	150,0	17,7	615,0	16,0	2,4	10	1	< 1	67,1	12,0	5,7
ROBL	13,4	7,8	0,02	430,0	7,8	583,0	32,1	13,4	34	3	< 1	122,0	67,1	7,4
RUBA	6,5	6,4	0,00	88,0	7,9	391,0	2,0	6,1	4	1	< 1	30,5	9,5	1,6
SJCAx	8,6	8,0	0,04	642,0	11,5	318,0	62,1	12,2	70	3	< 1	228,7	31,1	127,2
TU40	7,8	7,2	0,01	182,0	7,5	395,0	22,0	3,7	13	2	< 1	82,3	14,4	16,0
TULC	8,2	7,3	0,01	214,0	8,5	367,0	26,1	4,9	14	1	< 1	64,0	21,5	14,2
TURK	6,9	7,0	0,01	205,0	10,1	390,0	22,0	6,1	14	1	< 1	61,0	16,8	34,5
TURN	10,1	7,2	0,01	230,0	10,0	401,0	24,1	7,3	14	1	< 1	94,5	14,4	17,1
TURV	6,4	7,0	0,01	211,0	9,6	393,0	24,1	4,9	15	1	< 1	85,4	12,0	20,0
ZUBA	10,3	8,2	0,02	377,0	9,1	335,0	38,1	12,2	20	4	< 1	170,7	43,1	12,1
ZUBAx	13,3	7,4	0,02	354,0	10,1	352,0	14,0	26,7	20	4	< 1	167,7	26,3	8,8

		METALES PESADOS											
PARAMETRO	**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
AYLF	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
CLK1xx	sd	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,010
CLK2x	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,018
DQSJX	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
GCBA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,006
GLBT	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,045
GLMA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,012

		METALES PESADOS											
PARAMETRO	**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
GLMB	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
GLPB	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,007
GLPK	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,017
GLPN	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
GLSS	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,010
GLSU	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
KAG51	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LANN	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LCAR	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,043
LCON	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,001
LMED2	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LNPN	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LPTK	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,024
LSTA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LTUR	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PEBA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,012
PRBA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,007
ROBL	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,003
RUBA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,017
SJCAx	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,009
TU40	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
TULC	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
TURK	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
TURN	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,017
TURV	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,019
ZUBA	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
ZUBAx	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,014

PARAMETRO UNIDADES	DBO5 20°C mg/l	DQO mg/l	Alc.Tot CaCO3 mg/l	Dureza (CaCO3) mg/l	F mg/l	PO_4^{3-} mg/l	NH_3^+ mg/l	$NO_2^=$ mg/l	NO_3^- mg/l	P Total mg/l	SST mg/l
AYLF	0,0	<16	160,0	34,9	<0,01	0,03	0,05	0,006	<0,1	0,008	8,0
CLK1xx	1,4	<4	117,5	181,8	0,01	0,11	0,50	0,001	<0,1	0,035	<1
CLK2x	1,8	<4	212,5	212,7	0,30	0,06	0,30	0,019	<0,1	0,019	<1
DQSJX	14,4	<16	85,0	127,3	<0,01	<0,01	<0,05	0,017	0,3	<0,01	7,0
GCBA	2,2	<4	147,5	169,1	0,30	0,02	0,05	0,003	<0,1	0,007	1,0
GLBT	2,9	<4	57,5	72,7	0,14	0,01	0,05	<0,001	<0,1	0,003	<1
GLMA	3,5	<4	52,5	69,1	0,28	0,03	0,05	<0,001	<0,1	0,082	1,0
GLMB	<0,3	<16	22,5	33,0	<0,01	<0,01	0,05	0,007	<0,1	<0,01	7,0
GLPB	1,0	<16	20,0	54,5	<0,01	0,02	0,20	0,001	<0,1	0,006	5,0
GLPK	2,3	<4	55,0	65,5	0,07	0,02	0,05	<0,001	<0,1	0,070	<1
GLPN	15,8	<16	15,0	43,6	<0,01	0,07	0,30	0,001	<0,1	0,023	7,0
GLSS	8,7	<16	15,0	25,5	<0,01	<0,01	0,30	0,002	<0,1	<0,01	6,0
GLSU	3,0	<16	30,0	97,2	<0,01	0,03	0,40	0,002	<0,1	0,011	5,0
KAG51	sd	160,0	sd	77,1	<0,01	sd	<0,05	<0,001	sd	sd	4650,0
LANN	0,9	<16	142,5	96,4	<0,01	0,03	0,05	0,005	0,4	0,008	28,0
LCAR	3,1	64,0	775,0	78,2	2,23	0,03	0,20	0,008	1,3	0,091	9,0
LCON	<0,3	<16	137,5	149,0	<0,01	0,02	0,05	0,020	0,4	0,006	6,0
LMED2	15,3	16,0	312,5	196,3	<0,01	0,09	1,60	0,001	0,3	0,022	13,0
LNPN	<0,3	192,0	272,5	107,3	<0,01	0,26	0,50	0,002	0,7	0,084	8,0
LPTK	3,9	<4	577,5	430,9	1,18	0,07	<0,05	0,001	0,5	0,023	<1
LSTA	3,3	<16	362,5	299,0	<0,01	0,02	0,05	0,004	0,4	0,006	7,0
LTUR	<0,3	<16	80,0	90,9	<0,01	0,33	<0,05	0,005	0,7	0,108	7,0
PEBA	5,4	<16	17,5	25,5	<0,01	0,03	0,10	0,001	<0,1	0,011	6,0
PRBA	6,0	<16	55,0	50,9	<0,01	0,06	0,05	0,020	<0,1	0,019	<1
ROBL	3,7	<4	100,0	241,8	0,20	0,08	0,05	0,003	0,5	0,025	<1
RUBA	7,2	16,0	25,0	27,3	<0,01	0,05	0,40	0,001	<0,1	0,017	5,0
SJCAx	8,7	32,0	187,5	181,8	<0,01	0,07	<0,05	0,527	0,8	0,023	28,0

PARAMETRO	DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3)	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
TU40	9,0	<16	67,5	64,5	<0,01	<0,01	<0,05	0,004	0,4	<0,01	18,0
TULC	<0,3	<16	52,5	88,1	<0,01	<0,01	<0,05	0,003	0,7	<0,01	5,0
TURK	0,6	<16	50,0	90,9	<0,01	0,06	<0,05	0,071	1,0	0,020	28,0
TURN	2,1	<16	77,5	87,3	<0,01	0,08	<0,05	0,010	0,6	0,026	5,0
TURV	11,4	<16	70,0	72,7	<0,01	0,06	0,05	0,003	0,8	0,020	22,0
ZUBA	9,0	<16	140,0	3,7	<0,01	<0,01	<0,05	0,007	0,1	<0,01	7,0
ZUBAx	7,5	<16	137,5	136,4	<0,01	<0,01	0,05	0,002	<0,1	<0,01	6,0

ANEXO VIII: Valores guía de calidad de agua para consumo animal

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [b]	AC [c]	CERDOS [o]	GANADO [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	< 500	aceptable	aceptable	aceptable	16,7 – 214,3	9,9 – 1.050,3
		501 – 1.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
		1.000 – 2.500	pobre	pobre	pobre		
Aluminio	mg/l	< 5,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,001 – 0,226	< 0,001 – 0,398 (7,0) [e]
Arsénico (As)	µg/l	< 500 [g]	aceptable	aceptable	aceptable	< 2,0	
		5.000 [h]	aceptable	aceptable	aceptable		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 20,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 5,0	
Calcio (Ca)	mg/l	< 1.000	aceptable	aceptable	aceptable	21,3 – 62,1	6,0 – 40,0
Cloruro (Cl) [r]	mg/l	< 15.000	aceptable	aceptable	aceptable	34,8 – 171,0	15,0 – 2.959,0
		> 15.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
Cobre (Cu)	µg/l	< 500	aceptable	aceptable	aceptable	< 100,0	
		501 – 1.000	aceptable	aceptable	no recomendado		
		< 5.000	aceptable	aceptable	letal		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	Sin límite	aceptable	aceptable	aceptable	261,5 – 790,5	120,0 – 10.795,0
Dureza	mg $CaCO_3$/l	< 2.000	aceptable	aceptable	aceptable	14,9 – 230,0	29,1 – 429,8
Flúor (F)	mg/l	< 2,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,01 – 0,68	< 0,01 – 2,23
		> 2,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
Mercurio (Hg)	µg/l	< 3,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 1,0	
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 11,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,1 – 2,5	< 0,1 – 2,0
		12,0 – 44,0	pobre	aceptable	aceptable		
		44,0 – 132,0	pobre	aceptable	aceptable		
		133,0 – 220,0	no recomendable	aceptable	pobre		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [b]	AC [c]	CERDOS [o]	GANADO [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Nitrato (NO_3)	mg/l	221,0 – 443,0	no recomendable	aceptable	no recomendable	< 0,1 – 2,5	< 0,1 – 2,0
		> 443,0	no recomendable	pobre	no recomendable		
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 10,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,001 – 0,527	< 0,001 – 0,020
		11,0 – 23,0	pobre	pobre	pobre		
		< 23,0	pobre	pobre	no recomendable		
pH	adimensional	< 5,5	aceptable	aceptable	no recomendado	7,8 – 8,7	7,5 – 9,2
		5,5 – 8,0	aceptable	aceptable	aceptable		
		8,0 – 10,0	pobre	pobre	pobre		
		> 10,0	no recomendado	no recomendado	no recomendado		
Plomo (Pb)	µg/l	< 100,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 50,0	
Potasio (K)	mg/l	< 20,0	aceptable	aceptable	aceptable	2,6 – 8,0	1,0 – 500,0
		21,0 – 300,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
Selenio (Se)	µg/l	< 50,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 4,0	
Sodio (Na)	mg/l	< 400,0	aceptable	aceptable	aceptable	21,3 – 90,0	10,0 – 2.100,0
		> 400,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
STD [l]	mg/l	< 1.000	aceptable	aceptable	aceptable	148,7 – 527,0	58,0 – 5.220,0
		1.001 – 3.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
		3.001 – 5.000	pobre	aceptable	aceptable		
		5.001 – 7.000	no recomendado	pobre	pobre		
		7.001 – 10.000	no recomendado	no recomendado	pobre		
		> 10.000	no recomendado	no recomendado	no recomendado		
Sulfato (SO_4)	mg/l	< 125,0	aceptable	aceptable	aceptable	11,9 – 127,2	1,0 – 412,0
		< 500,0	± aceptable	aceptable	± aceptable		
		501,0 – 1.000	no recomendado	aceptable	aceptable		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [b]	AC [c]	CERDOS [o]	GANADO [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Sulfato (SO_4)	mg/l	1.001 – 2.500	no recomendado	pobre	Pobre	11,9 – 127,2	1,0 – 412,0
		> 2.500	no recomendado	no recomendado	no recomendado		

No se detallan en tabla parámetros y/o datos de elementos que no han sido determinados en el presente proyecto o bien aquellos si determinados pero que carecen de valores guía en los estándares de referencia analizados.

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019;

[b] Umbral de referencia, tomado de Alberta Agriculture and Food (2005);

[c] Aves de corral;

[d] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos);

[e] Un solo caso excepcional;

[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] Máxima concentración admitida si se agrega el elemento en un complemento nutricional además del contenido natural en el egua (Alberta Agriculture and Food, 2005);

[h] Máximo contenido admitido en agua natural de bebida si no se agrega el elemento en un complemento nutricional para estimular crecimiento (Alberta Agriculture and Food, 2005);

[l] Sólidos totales disueltos;

[n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia posible en un valor igual al umbral;

[o] Cerdos;

[p] Ganado vacuno, ovino y equino;

[r] Se toma en consideración conjunta la presencia de sulfatos y ambos solo cuando estan en sociedad con el ion Na^+.